

**EVALUACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE CADMIO, PLOMO, ZINC Y
CROMO EN ESPECIES ÍCTICAS DEL DEPARTAMENTO DE LA GUAJIRA-
COLOMBIA Y RIESGO DE EXPOSICIÓN EN HUMANOS**

**NATALIA PAOLA CAMPO TATIS
KAREN JULIETH SIMANCA MARTÍNEZ**



**CORPORACIÓN UNIVERSIDAD DE LA COSTA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL
INGENIERÍA AMBIENTAL
BARRANQUILLA, COLOMBIA
2019**

**EVALUACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE CADMIO, PLOMO, ZINC Y
CROMO EN ESPECIES ÍCTICAS DEL DEPARTAMENTO DE LA GUAJIRA-
COLOMBIA Y RIESGO DE EXPOSICIÓN EN HUMANOS**

**NATALIA PAOLA CAMPO TATIS
KAREN JULIETH SIMANCA MARTÍNEZ**

**Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de
Ingeniero Ambiental**

**Director
FABIO ARMANDO FUENTES GÁNDARA, MSc.**

**Codirector:
LUANA PORTZ, PhD.**

**CORPORACIÓN UNIVERSIDAD DE LA COSTA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL
INGENIERÍA AMBIENTAL
BARRANQUILLA, COLOMBIA
2019**

Firma del presidente del jurado

Firma del jurado

Firma del jurado

Barranquilla, / /

NOTA DE ACEPTACIÓN

Dedicatoria

A Dios, por siempre manifestarse a través de las personas que más amo y admiro, guiándome por el mejor camino para alcanzar mis logros.

A mis abuelos, por ser mi ejemplo a seguir y creer en mí, gracias por demostrarme que con disciplina y responsabilidad puedo conseguir todo aquello que me proponga.

A toda mi familia, por ser mi mejor equipo y compañía. En ustedes siempre voy a encontrar los mejores consejos y ánimos para vivir cada etapa. Gracias por acompañarme en esta investigación.

A Natalia Campo, mi compañera de estudios y gran amiga, por asumir un reto más juntas y brindarme su apoyo y disposición en cada momento de formación académica y personal.

Karen Julieth Simanca Martínez

Dedicatoria

A Dios, mi razón de ser, por darme la oportunidad de llegar hasta este momento y por estar presente en cada etapa de mi vida, guiándome siempre por el buen camino y llenándome de sabiduría y fuerzas para no desfallecer en ningún momento del desarrollo de este trabajo.

A mis padres, Emma y Jorge, quienes son mi motor para salir adelante, por su amor, comprensión y apoyo incondicional. Gracias a ustedes he logrado llegar hasta aquí y convertirme en lo que soy hoy.

A mi hermana Melissa, mi ejemplo a seguir, mi mejor amiga y mi futura colega, por su disposición para compartirme todos sus conocimientos, darme alientos cuando lo necesitaba y escucharme en todo momento.

A mi hermano Jorge, el niño que más amo, por brindarme su compañía en todo momento, trasnocharse conmigo, estar siempre dispuesto a ayudarme, y por su interés en aprender de lo que hago.

A Karen Simanca, mi compañera de universidad y amiga de vida, por su inigualable paciencia. Su compañía incondicional, apoyo, motivación y consejos, me llenaron de ánimos para continuar con este trabajo.

Natalia Paola Campo Tatis

Agradecimientos

A Dios por regalarnos la vida, el entendimiento y la disposición para culminar esta etapa de nuestras vidas, y por darnos la oportunidad de conocernos y emprender este proyecto juntas.

A nuestras familias, nuestra principal motivación, por estar siempre presentes y brindarnos los ánimos en cada una de las etapas de nuestra formación profesional.

A nuestro tutor y cotutora de tesis por transmitirnos sus más valiosos conocimientos, por su dedicación y acompañamiento en el desarrollo de nuestra investigación.

A la Universidad de la Costa y la Universidad de Córdoba, por brindarnos los recursos necesarios para ejecutar el presente estudio.

A nuestras compañeras Daniela Nieto y Sharon Fernández por su compañía y apoyo incondicional durante nuestra formación académica y trabajo de grado.

Resumen

Se evaluó las concentraciones de metales pesados (Cd, Pb, Zn y Cr) en el tejido muscular de las especies ícticas bocachico (*Prochilodus magdalenae*), bagre de mar (*Arius proops*), pargo platero (*Lutjanus synagris*), cojinúa (*Caranx crysos*), boca colorada (*Haemulon plumieri*), mojarra lora (*Oreochromis niloticus*), tilapia (*Oreochromis sp.*) y mojarra rayada (*Eugerres plumieri*), las cuales son comercializadas en los municipios de Fonseca, Distracción, Mayapo y Riohacha del departamento de La Guajira. Se recolectaron entre catorce (14) y veinte (20) unidades de cada especie, obteniendo un total de ciento veinticuatro (124), analizadas por medio de espectrometría de absorción atómica. Las mayores concentraciones para Zn, Cr, Pb y Cd se registraron en las especies *Prochilodus magdalenae* ($4.648 \pm 0.471 \mu\text{g g}^{-1}$), *Oreochromis sp* ($0.726 \pm 0.164 \mu\text{g g}^{-1}$), *Eugerres plumieri* ($0.117 \pm 0.057 \mu\text{g g}^{-1}$) y *Lutjanus synagris* ($0.016 \pm 0.004 \mu\text{g g}^{-1}$) respectivamente. Por otra parte, la concentración más baja de los metales Cd y Cr se evidenció en la especie *Prochilodus magdalenae* con $0.008 \pm 0.003 \mu\text{g g}^{-1}$ y $0.268 \pm 0.169 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente, el menor contenido de Pb se registró en *Caranx crysos* ($0.018 \pm 0.001 \mu\text{g g}^{-1}$) y Zn en *Eugerres plumieri* ($2.990 \pm 0.649 \mu\text{g g}^{-1}$). Ninguna de las concentraciones excedió los límites permisibles establecidos por FAO, WHO, EC y NTC 1443. Así mismo, la estimación del riesgo potencial (RP) asociado al consumo de peces indicó que ninguna de las especies estudiadas en la presente investigación sobrepasó el valor de $\text{RP}=1$, sin embargo, de los metales analizados, el cromo presentó el mayor riesgo potencial para los habitantes presentes en las zonas de estudio. Aunque este riesgo no superó el límite permitido, obtuvo valores muy cercanos a uno, principalmente para la especie *Lutjanus synagris* (0.935). Por tanto, se recomienda que el consumo de las todas las especies sea moderado, debido a que una bioacumulación en largos periodos de exposición de estos metales en el cuerpo humano podría desencadenar diversas

afectaciones, repercutiendo en la seguridad alimentaria y en la salud pública de la población del área de estudio.

Palabras clave: Especies ícticas, espectrofotometría de absorción atómica, metales pesados, riesgo potencial, salud pública, La Guajira

Abstract

The concentrations of heavy metals (Cd, Pb, Zn and Cr) were evaluated in the muscle tissue of the fish species bocachico (*Prochilodus magdalenae*), bagre de mar (*Arius proops*), pargo platero (*Lutjanus synagris*), cojinúa (*Caranx crysos*), boca colorada (*Haemulon plumierii*), mojarra lora (*Oreochromis niloticus*), tilapia (*Oreochromis sp*) and mojarra rayada (*Eugerres plumieri*), which are commercialized in the municipalities of Fonseca, Distracción, Mayapo and Riohacha of the department of La Guajira. Between fourteen (14) and twenty (20) units of each species were collected, obtaining a total of one hundred twenty-four samples (124), which were analyzed by atomic absorption spectrometry. The highest concentrations for Zn, Cr, Pb and Cd were registered respectively in the species *Prochilodus magdalenae* ($4.648 \pm 0.471 \mu\text{g g}^{-1}$), *Oreochromis sp* ($0.726 \pm 0.164 \mu\text{g g}^{-1}$) *Eugerres plumieri* ($0.117 \pm 0.057 \mu\text{g g}^{-1}$) y *Lutjanus synagris* ($0.016 \pm 0.004 \mu\text{g g}^{-1}$). The lowest concentration of Cd and Cr metals was evidenced in the specie *Prochilodus magdalenae* with $0.008 \pm 0.003 \mu\text{g g}^{-1}$ and $0.268 \pm 0.169 \mu\text{g g}^{-1}$ respectively. The lower content of Pb was recorded in *C. crysos* ($0.018 \pm 0.001 \mu\text{g g}^{-1}$) and Zn in *E. Plumieri* ($2,990 \pm 0.649 \mu\text{g g}^{-1}$). None of the concentrations exceeded the permissible limits established by FAO, WHO, EC and NTC 1443. The estimation of potential risk (RP) associated with fish consumption indicated that none of the species studied in the present study exceeded the value of $\text{RP} = 1$, however, chromium presented the greatest potential risk. This risk did not exceed the allowed limit, it obtained values very close to one, mainly for the species *Lutjanus synagris* (0.935), For this reason, it is recommended that the consumption of all species be moderate, because a long bioaccumulation periods of exposure of these metals in the human body could trigger various affectations in the organism, having repercussions on food safety and public health of the population of the study area.

Keywords: Fish species, atomic absorption spectrophotometry, heavy metals, potential risk, public health

Tabla de contenido

Lista de tablas y figuras.....	12
1. Introducción.....	13
2. Objetivos.....	15
2.1 Objetivo general.....	15
2.2 Objetivos específicos.....	16
3. Planteamiento del problema.....	16
4. Justificación.....	18
5. Marco Teórico.....	19
5.1. Antecedentes.....	19
5.2. Marco conceptual.....	26
5.2.1. Generalidades de los metales pesados.....	26
5.2.2. Biodisponibilidad.....	28
5.2.3. Bioacumulación.....	29
5.2.4. Efectos de los metales pesados en la salud humana.....	30
6. Marco legal.....	35
7. Diseño Metodológico.....	37
7.1. Área de estudio.....	37
7.2. Recolección y pretratamiento de las muestras.....	39
7.2.1. Análisis de metales.....	41
7.3. Aplicación de encuestas.....	42
7.4. Evaluación del riesgo potencial a la salud humana.....	43
7.5. Análisis estadísticos.....	45
8. Resultados y Análisis.....	45
8.1. Características generales de las especies.....	45
8.2. Concentración de metales pesados en tejido muscular.....	49
8.3. Comparación de concentraciones encontradas en el músculo con otros estudios.....	55
8.4. Evaluación del riesgo potencial.....	59
9. Conclusiones.....	64
10.Recomendaciones.....	65
11.Referencias.....	66
12.Anexos.....	94
Anexo A. Exposición. Riesgo potencial y tasa de consumo.....	94
Anexo B. Formato de encuestas realizadas.....	95
Anexo C. Registro fotográfico.....	96

Lista de tablas y figuras

Tablas

Tabla 1. Dosis de referencia oral en metales estudiados (RfD).....	44
Tabla 2. Características de las especies evaluadas.....	46
Tabla 3 Concentraciones de plomo, cadmio, zinc y cromo presentes en el tejido muscular de especies estudiadas.....	52
Tabla 4 Límite máximo permisible de metales pesados en los músculos de los peces (mg/Kg) de acuerdo con las normas internacionales y nacionales.....	54
Tabla 5. Valores de la concentración de metales pesados (Cd, Pb, Zn, Cr) en el tejido muscular de las especies estudiadas comparados con otras investigaciones a nivel nacional e internacional.....	57
Tabla 6. Consumo promedio de pescado diario y semanal en población encuestada.....	60
Tabla 7. Estimación del riesgo potencial en la población de los municipios de Fonseca, Distracción, Mayapo y Riohacha del departamento de La Guajira por consumo de peces contaminados por Cd, Pb, Zn y Cr.....	63

Figuras

Figura 1. Mapa Configuración territorial de La Guajira.	38
Figura 2. Puntos de recolección de muestras en el departamento de La Guajira.	40
Figura 3. Marcha analítica para la determinación de metales	42
Figura 4. Número de veces a la semana que la población encuestada consume pescado.	59
Figura 5. Bocachico (<i>Prochilodus magdalenae</i>).....	96
Figura 6. Bagre de mar (<i>Arius proops</i>)	96
Figura 7. Pargo platero (<i>Lutjanus synagris</i>).....	97
Figura 8. Cojinúa (<i>Caranx crysos</i>).....	97
Figura 9. Boca colorada (<i>Haemulon plumieri</i>)	97
Figura 10. Mojarra lora (<i>Oreochromis niloticus</i>).....	98
Figura 11. Tilapia (<i>Oreochromis sp</i>).....	98
Figura 12. Mojarra rayada (<i>Eugerres plumieri</i>).....	98

1. Introducción

El desarrollo de actividades económicas, como la industria o la agricultura, han traído consigo evidentes beneficios (Gómez et al., 2008; Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial-ONUDI, 2014), los cuales son considerados parte inherente en el desarrollo de la calidad de vida, sin embargo al mismo tiempo, han incitado a la generación de nuevos riesgos, entre los que se destaca, la contaminación ambiental (Díaz & Pérez, 2007, Aguilar & Pérez, 2008; Suárez & Molina, 2014). Siendo esta uno de los principales problemas que circunden e inquietan hoy en día a la sociedad a nivel mundial, debido al continuo incremento de la degradación de la calidad del aire, suelo y agua (Vila & Marín, 2017).

Específicamente, la contaminación del agua por metales pesados, en sistemas fluviales y marinos, es ocasionada en mayor proporción por fuentes antrópicas como, la descarga de aguas residuales (municipales e industriales), la minería o por el uso de precursores químicos en actividades agrícolas (Mancera & Álvarez, 2006; Álvarez, 2006; Machado et al., 2010; Argumedo & Deluque, 2015). Dentro de las fuentes naturales, se destacan la erosión del suelo y la actividad volcánica (Barros et al., 2016). En este sentido, la contaminación por metales representa un riesgo importante para ecosistemas acuáticos, por la estabilidad química que poseen frente a procesos de biodegradación (Escobar, 2011) y la capacidad de reaccionar con materia orgánica formando complejos que incrementan su solubilidad, disponibilidad y dispersión (Zuluaga et al., 2015).

Entre los principales metales pesados presentes en el agua, se encuentra el mercurio (Hg), el cadmio (Cd), el plomo (Pb), el níquel (Ni), el zinc (Zn) y el cromo (Cr) (Contreras et al., 2003). Autores como Kadar et al. (2001), establecen un orden cíclico en la cadena de la contaminación,

llevado a cabo por: industria, atmósfera, tierra, agua, fitoplancton, zooplancton, peces y humanos. Es decir, que los metales son asimilados en los organismos a través del ciclo de nutrientes, en donde los organismos fotosintetizadores, son considerados como la principal vía de acceso hacia los consumidores (Díaz, 2001). Por tanto, la ruta de exposición principal de los humanos a metales pesados es mediante la ingesta dietaria. Lo anterior implica, que el consumo de peces con concentraciones elevadas, resultarían alarmantes para la salud humana debido a la toxicidad de sus efectos (Tokar et al., 2015). No obstante, la manifestación de situaciones adversas en los seres vivos no solo depende de la concentración, de igual importancia es el tiempo de exposición y los factores bióticos y abióticos del medio (Castañé et al., 2003).

Estudios recientes a nivel mundial, han reportado que el consumo de peces contaminados por metales pesados, están generando afectaciones en la seguridad alimentaria y salud pública, convirtiéndose en un tema de interés latente en la actualidad (Reyes et al., 2016; Fuentes et al., 2018a, Herrera et al., 2018). Ahora bien, dependiendo del tipo de metal, se ocasionan daños que van desde afectaciones en el sistema nervioso y el aparato digestivo, hasta la obstrucción de órganos vitales y el desarrollo de manifestaciones carcinogénicas (Nava & Méndez, 2011; López & Barragán, 2014).

En Colombia, la pesca y acuicultura, es una práctica realizada tanto en las costas Pacífica como en la Caribe, estas albergan una de la mayor variedad de peces en el planeta (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico-OCDE, 2016), por lo que este subsector, resulta ser pieza clave en el desarrollo del nivel socioeconómico de las diferentes regiones. Como es el caso, de las zonas de playa de la Guajira, las cuales cuentan con ecosistemas que permiten abastecer a la población de dichos bienes (Barros, 2016). Sin embargo, el continuo vertimiento de desechos, compuestos químicos y aguas residuales domésticas sin tratamiento a las aguas

marino-costeras de la zona, han ocasionado la presencia de metales pesados en ellas (Argumedo & Deluque, 2015), contribuyendo con la bioacumulación y biomagnificación de estos contaminantes en los ecosistemas acuáticos (Panebianco, 2011). Así mismo, García (2002), indica que la distribución de metales pesados a ambientes acuáticos puede ser atribuida también, al uso de plaguicidas en la agricultura, en donde la erosión, la escorrentía y los sedimentos, son los factores esenciales que afectan la calidad de las aguas.

Por consiguiente, los pocos estudios realizados en la región, sobre cómo las prácticas antropogénicas están generando un riesgo ambiental para la vida acuática y humana, conlleva a que la presente investigación tenga como propósito evaluar las concentraciones por metales pesados (cadmio, plomo, zinc y cromo) en especies ícticas marinas y dulceacuícolas, comercializadas en el departamento de La Guajira, ultimando el riesgo potencial al que se encuentran expuestas las personas por el consumo de dichos peces y generar una línea base, sobre el grado de contaminación que poseen estas especies, con el objetivo de implementar medidas de tipo preventivo y de control.

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

Evaluar las concentraciones de Cd, Pb, Zn y Cr en especies ícticas del departamento de La Guajira-Colombia y riesgo de exposición en humanos.

2.2 Objetivos específicos

Determinar las concentraciones de Cd, Pb, Zn y Cr en el tejido muscular de las especies ícticas *Prochilodus magdalenae*, *Arius proops*, *Lutjanus synagris*, *Caranx crysos*, *Haemulon plumieri*, *Oreochromis niloticus*, *Oreochromis sp* y *Eugerres plumieri*, provenientes de Fonseca, Distracción, Mayapo y Riohacha.

Estimar el riesgo potencial para la salud de la población del departamento de La Guajira, mediante los niveles de exposición de Cd, Pb, Zn y Cr por el consumo de las especies ícticas.

3. Planteamiento del problema

En Colombia, los estudios de calidad de los sistemas acuáticos continentales como ríos, lagos o embalses se han enfocado en aspectos como el incremento de la población en sus riveras, el crecimiento de la industria y los aportes de los sectores agrícolas, ganaderos, portuarios, transporte acuático, lixiviación de vertederos y mineros, como es el caso de la Región Caribe donde se ha presentado contaminación química debido a los efluentes domésticos o industriales que son vertidos en las proximidades de la cuenca Magdalena y surgen desde ciudades como Cartagena y Barranquilla, Puerto Bolívar, Riohacha, Santa Marta, Tolú, Coveñas y Turbo (UNEP 2006; Gupta et al., 2009; Yilmaz, 2009; INVEMAR 2001). Particularmente, el departamento de La Guajira a pesar de contar con zonas de playas con ecosistemas diversos y productivos de gran capacidad para ofrecer bienes y servicios, evidencia problemas de contaminación asociada al uso de plaguicidas para el control de plagas en los cultivos y la explotación de minerales como el carbón, oro, arcilla, mármol y gas, que contienen metales

pesados y en consecuencia afecta fuentes hídricas, especies y la salud de habitantes aledaños. (Barros, 2016; CINEP, 2016).

Como consecuencia de estas actividades antrópicas se incrementa la contaminación del agua por metales pesados que afecta la seguridad alimentaria y la salud pública debido a su toxicidad, persistencia y bioacumulación de estos en los ecosistemas acuáticos (Reyes et al., 2016). En general, la población entra en contacto directo con los metales pesados a través del agua, alimentos y ambiente, donde la presencia de dichos contaminantes ha aumentado cada vez más debido a procesos industriales (Ferrer, 2003).

Los peces son utilizados como bioindicadores ya que absorben los metales esenciales del agua, los alimentos y sedimentos, pero a su vez, biacumulan metales no esenciales en sus tejidos, lo cual depende de las concentraciones de los metales en el agua y el sedimento, edad, género, período de exposición y su nivel trófico (Yi et al., 2012; Fuentes, 2014).

De esta forma, la exposición a metales pesados en los humanos por consumo de especies contaminadas afecta el sistema gastrointestinal, neurológico central y periférico, hemático y renal, además algunos de los compuestos metálicos son carcinógenos. (Ferrer, 2003).

La contaminación por metales pesados en cuerpos de agua es un problema conocido a nivel nacional, pero su estudio y divulgación es limitado y escaso en el departamento de La Guajira, donde las consecuencias son igualmente recibidas principalmente por los consumidores de peces y alimentos (López & Barragán, 2014). Por lo anterior, se considera necesario plantear la siguiente pregunta problema: ¿Cuál será la concentración de Cd, Pb, Zn y Cr presentes en especies ícticas comercializadas en departamento de La Guajira y qué implicaciones de riesgo podría generar en la salud humana?

4. Justificación

Las múltiples actividades económicas llevadas a cabo en el departamento de La Guajira como la explotación y transporte de carbón o derivados del petróleo, el turismo, la extracción de sal, el transporte marítimo, y en adición, la escasa cobertura de alcantarillado y de infraestructura para el tratamiento de aguas, desencadenan impactos negativos sobre el recurso hídrico y sus ecosistemas marino-costeros (Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR, 2017). Dentro de los principales impactos negativos generados, es posible resaltar la contaminación de los sistemas acuáticos por metales pesados. Este representa una de las formas más peligrosas de afectar estos recursos, debido a la poca capacidad de biodegradación que los metales poseen frente al medio y su tendencia a bioacumularse en los organismos (Argumedo & Deluque, 2015). Por ende, la bioacumulación de estos contaminantes en la fauna acuática genera efectos adversos como lo son estrés crónico, alteraciones metabólicas, mutaciones, disminución de peso y tamaño, reducción de su capacidad de competir por alimento y hábitat, entre otros (Vosyliénė & Jankaitė, 2006). Así mismo, en los seres humanos, los efectos tóxicos generados dependen del tipo de metal, de su concentración y en algunos casos de la edad de la población expuesta (Reyes et al., 2016).

Teniendo en cuenta que la ingesta de alimentos contaminados con metales pesados es una de las mayores fuentes de exposición a los humanos (Ferré et al., 2007) y que, en el departamento de La Guajira, a pesar de ser una zona que por su característica costera fomenta el consumo de especies de ícticas, son escasas las investigaciones que reportan cómo esta problemática podría llegar a repercutir en la seguridad alimentaria y a la salud pública. Por dicho motivo, la ejecución de la presente investigación se fundamentó en la evaluación de las concentraciones de metales pesados en especies ícticas de mar y dulceacuícolas y establecer el riesgo al que se encuentra

expuesta la población con respecto al consumo de estos. Así mismo, se podrá contar con información científica que permitirá a los entes gubernamentales y autoridades de salud, establecer medidas que contribuyan en la prevención o disminución de un problema de salud pública generada por el consumo de peces contaminados en el área de estudio. Adicionalmente, el presente el trabajo servirá para fortalecer la línea de investigación institucional (Desarrollo sostenible) e incentivará al desarrollo de investigaciones relacionadas con la temática para el programa de Ingeniería Ambiental de la Universidad de la Costa.

5. Marco Teórico

5.1. Antecedentes

A nivel internacional existen diversas investigaciones relacionadas con el estudio de las concentraciones de metales pesados en peces, entre estas se destaca el estudio realizado en China por Liu et al., (2014), donde se determinó las concentraciones de Zn y Cu en los tejidos de músculo, estómago, hígado, branquias, piel y gónadas de cinco peces comerciales en dos puntos diferentes de la bahía de de Laizhou en el mar de Bohai. De las aguas costeras se recolectó las especies salmonete (*Liza haematocheilus*), cabeza plana (*Platycephalus indicus*) y lubina japonesa (*Lateolabrax japonicus*) y de las aguas centrales se recolectó las especies caballa (*Scomberomorus niphonius*) y palometa plateada (*Pampus argenteus*). Las muestras fueron analizadas por espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS). Las concentraciones más altas de Zn fueron reportadas en las especies *P. argenteus* con 193.67 mg/kg en las branquias y *S. niphonius* 1391.07 mg/kg en gónadas, mientras que las

concentraciones de Cu fueron más altas en el hígado de la especie *L.haematocheilus* con 13.82 mg/kg y las gónadas de la especie *P. indicus* con 8.76 mg/kg. Los autores concluyeron, que fue posible establecer que los tejidos metabólicamente activos, como el hígado y las gónadas, acumularon altos niveles de Zn y Cu, mientras que el tejido muscular acumuló los niveles más bajos de estos metales, posiblemente relacionados con su rápida eliminación del cuerpo y una capacidad débil para el almacenamiento de metales.

En Argentina Schenone, et al. (2014) evaluaron las concentraciones de distintos metales pesados, incluidos Cd, Zn, Pb y Cr, en músculo, piel y escamas de dos especies de peces importantes *Parapimelodus valenciennis* y *Prochilodus lineatus* del lago Chascomus. La determinación de metales se realizó con espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS). Los resultados indicaron que la concentración más alta de Cr (20.8 mg kg⁻¹) y Cd (0.11 mg kg⁻¹) fue registrada en la piel de *P. Valenciennis*, mientras que la concentración más alta de Zn (237 mg kg⁻¹) fueron evidenciadas en la piel de *P. Lineatus*. Por otra parte, la concentración más alta de Pb (31.4 mg kg⁻¹) fue encontrada en las escamas de la especie *P. Lineatus*. El estudio permitió determinar que los niveles de metales pesados estaban por debajo de la legislación internacional y nacional para el consumo de pescado.

La espectrofotometría de absorción atómica es otra de las técnicas utilizadas en la determinación de metales pesados en distintas matrices especialmente en muestras biológicas, farmacéuticas, sedimentos, aguas y alimentos. Dicha técnica tiene una alta especificidad, sensibilidad y facilidad de operación, así como un amplio rango de detección que alcanza unidades como µg/mL – ng/mL (Hidalgo, 2017). A continuación, se presentan investigaciones que aplican dicha técnica.

Lorenzo et al., (2016) analizaron las concentraciones de metales pesados en la especie íctica *Pterygoplichthys spp*, cuyas muestras fueron recolectadas en los ríos Grijalva y Usumacinta, México. Se reportó concentraciones promedio en tejido muscular de 734.70 µg/kg de Mn, 315.16 µg/kg de Cr, 204.62 µg/kg de Pb y 38.04 µg/kg Cd. En general, las concentraciones encontradas fueron bajas, sin embargo, se refleja una condición de vulnerabilidad, en donde las concentraciones ambientales de los metales analizados son suficientes para integrarse a las redes tróficas y generar exposición potencialmente nociva para las poblaciones humanas

De igual forma, Arulkumar et al. (2017) determinaron las concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn en las especies de peces *Chirocentrus dorab*, *Rastrelliger kanagurta*, *Carangoides caeruleopinatus*, *Stolephorus indicus*, *Upeneus vittatus*, *Chanos chanos*, *Peneaus indicus*, *Portunus pelagicus*, *Sepia brevimana* y *Sepia aculeate*, obtenidas de Thondi (Bahía Palk) en la costa sureste de India. Todas las especies analizadas son carnívoras a diferencia de *C. Chanos* que es omnívora. Los resultados indicaron que las concentraciones más altas de Cd (0.28 ppm), Pb (0.9 ppm) y Zn (55.14 ppm) se registraron en *Portunus pelagicus*, sin embargo, la concentración más alta de Cu se observó en *C. chanos* con un valor de 8.68 ppm. En este caso, las concentraciones de Pb y Zn superan los límites establecidos por la Comisión Europea (EC) (2008;2014) de 0.3 ppm para Pb y 30 ppm para Zn; por la FAO/WHO (1989) de 0.5 ppm para Pb y FAO/WHO (1983) de 30 ppm para Zn y por la Safety, Food, Standards Authority of India (FSSAI) (2015) de 0.3 ppm para Cd y Pb.

En Polonia, Winiarska et al. (2018), evaluaron el contenido de Cd y Pb a partir de 139 muestras de pescados ahumados correspondientes a 26 de Caballa (*Scomber scombrus*), 21 de Salmón (*Salmo salar*), 35 de Espadín (*Sprattus sprattus*), 38 de Anguila (*Anguilliformes*) y 19 de Trucha (*Salmo trutta*) y 117 muestras de platos preparados a base de pescado (20 de ensaladas,

41 de untables y 56 de pescado marinado). Los resultados indicaron que la mayoría de los niveles de Cd se encontraron únicamente en ensaladas (en promedio $10.7 \mu\text{g kg}^{-1}$; rango 6.53-14.7 μg), mientras que el mayor contenido de Pb fue registrado en dos tipos de muestras correspondientes a ensaladas (en promedio 56.8 $\mu\text{g/kg}$; rango 32.6-78.9 $\mu\text{g/kg}$) y pescado marinado (en promedio 58.8 $\mu\text{g/kg}$; rango 19.8-79.6 $\mu\text{g/kg}$). Además, se estableció que ninguno de los productos analizados superó el límite estándar admisible: 0.05 mg de Cd por kg para la carne muscular de pescado y 0.3 mg de Pb por kg para la carne muscular de pescado.

Adicionalmente, en Irán Solgi & Galangashi (2018), evaluaron los efectos de la contaminación por metales pesados de Cd y Pb en tejido muscular de 23 muestras de pez salmonete (*Liza saliens*) y 20 carpas comunes (*Cyprinus carpio*), provenientes del humedal marino costero Gomishan y del humedal lacustre Zarivar, respectivamente. Los contenidos más altos de Pb y Cd se registraron en el tejido muscular de la especie carpa común con valores de 0.57 $\mu\text{g/g}$ y 0.49 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. Además, manifestaron que los metales pesados en el tejido muscular de ambas especies son inferiores a los límites permitidos, por lo tanto, existe una condición saludable de estas poblaciones de organismos.

Así mismo, Herrera et al. (2018) evaluaron las concentraciones de Pb, Cd y Zn en tres especies de peces importadas y comercializadas en la ciudad de Barranquilla, además se recolectaron muestras de atún y sardinas enlatadas. Las muestras de pescado fresco fueron bocachico de Argentina (*Prochilodus lineatus*) y bocachico de Venezuela (*Prochilodus reticulatus*), mientras que las muestras de pescado congelado fueron filetes de basa (*Pangasianodon hypophthalmus*) de Vietnam. Las sardinas enlatadas en salsa de tomate eran de Ecuador, y el atún enlatado (envasado en aceite y en agua) provenía de China. Los valores más elevados de Pb, Cd y Zn se observaron en las especies enlatadas; el atún en aceite contenía 0.189

mg/kg de Pb y 238.93 mg/kg de Zn, mientras que las sardinas en conserva contenían 0.111 mg/kg Cd. La estimación de la ingesta diaria sugirió que no existe un riesgo para la salud del consumidor a corto plazo, sin embargo, la presencia de estos metales en el largo plazo podría resultar preocupante debido a los procesos de bioacumulación de estos contaminantes en dichas especies.

A nivel nacional también se han registrado estudios relacionados con la contaminación de metales en especies ícticas, entre estos se reporta el trabajo realizado por Ortega (2014), quien determinó los niveles de Pb y Hg en tres muestras de carne de pescado correspondiente a bagre rayado (*Pseudoplatystoma fasciatum*), bagre amarillo (*Pimelodus clarias maculatus*) y bocachico (*Curimata cerasina*) provenientes del río Meta y obtenidas de expendios locales de la plaza de mercado. Los resultados indicaron concentraciones de Hg para las tres muestras provenientes del río Meta, siendo estas de 0.14 µg/g para bagre rayado; 0.05 µg/g para bocachico y 0.189 µg/g para bagre amarillo. Se destaca que ninguna de estas superó el nivel máximo permitido para el consumo de carne de pescado en Colombia (0.5 mg/g), y los niveles de Pb en todas las muestras estuvieron por debajo del límite de detección del equipo.

Arrieta et al. (2015) analizaron la presencia de trazas de Cd, Cu, Mo, Pb y Zn en la especie *Oreochromis spp* comercializada en 12 establecimientos de la plaza de mercado de Pamplona, norte de Santander. Se registraron concentraciones de Zn, Cd y Pb con valores de 3.519, 117 y 0.042 mg/kg, respectivamente. En el caso del Cd y el Zn los valores superaron los límites permisibles establecidos por la legislación europea de 0.010 mg/kg y 0.050 mg/kg, respectivamente. Sin embargo, la concentración de Pb no superó el límite permisible de 0.30 mg/kg para pescados.

Barros et al. (2016) en La Guajira colombiana determinaron los contenidos de Pb, Cd, Ni, Zn y Hg en hígado y riñón de *Lutjanus synagris* (Pargo Rayado) y *Lutjanus vivanus* (Pargo rojo). En los tejidos de los organismos se detectó que *Lutjanus synagris* presentó una concentración promedio de 63.4 µg/kg de Pb, 5.4 µg/kg de Cd, 2520 µg/kg de Ni, 2380 µg/kg de Zn y 47 µg/kg para Hg. Para *Lutjanus vivanus* las concentraciones promedias de Pb, Cd, Ni, Zn y Hg fueron de 66.8, 4.9, 2490, 2510 y 52 µg/kg, respectivamente. Dichas concentraciones no superan los límites establecidos por la norma nacional NTC-1443 para Pb y Cd de 0.4 y 0.1 mg/kg, respectivamente.

En el contexto local, Sánchez & Pájaro (2016) estimaron el riesgo potencial a la salud humana asociado al consumo de peces comerciales contaminados con metales pesados (Cd y Pb) en Barranquilla (Colombia). Los análisis revelaron que *Oreochromis sp* presentó valores más altos de Pb con 0.223 ± 0.075 µg/g y Cd con 0.020 ± 0.021 µg/g mientras que *Oreochromis niloticus* presentó los valores más bajos para el Cd de 0.010 ± 0.014 µg/g y *Mugil liza* para el Pb con 0.102 ± 0.112 µg/g. Según estos resultados se plantea que el potencial de riesgo asociado al consumo de estos peces no representa un efecto adverso a la salud humano debido a que sus valores encuentran debajo de uno (1), lo cual indica que el riesgo es imperceptible. No obstante, se sugirió un consumo moderado de estas especies, debido a que la bioacumulación de las concentraciones de Cd y Pb a lo largo del tiempo podría incrementar el riesgo por envenenamiento, ocasionando problemas de salud pública por la ingesta de estos peces.

En el Golfo de Urabá, Gallego et al. (2018), determinaron el contenido de Hg, Pb y Cd, en el tejido muscular y en otras partes del cuerpo (*aleta, cola, vísceras y cabeza*) de doce (12) ejemplares de la especie jurel (*Caranx hipos*). Las muestras fueron recolectadas en cuatro puntos de pesca empleados comúnmente por la comunidad para capturarlos: Bahía Candelaria, Bahía

Marirrí, Bocas del Roto y Bocas del Atrato. Los resultados evidenciaron que las concentraciones más altas de Hg se encontraron en el tejido muscular ($0.515-7.019 \text{ mg kg}^{-1}$) y en las vísceras ($0.172 - 1.883 \text{ mg kg}^{-1}$), para Cd, las partes con los niveles más altos fueron las aletas-cola ($0.040 - 0.15 \text{ mg kg}^{-1}$) y las vísceras ($0.040 - 0.174 \text{ mg kg}^{-1}$) y para Pb, la concentración fue de ($0.667 - 23.378 \text{ mg kg}^{-1}$). De acuerdo a los resultados revelados, se recomendó no utilizar los residuos de pescado como la cola o vísceras, para la producción de subproductos como la harina de pescado o ensilado de pescado debido a que las altas concentraciones de metales pesados encontradas podrían ocasionar efectos adversos en la salud de animales como en humanos.

Finalmente, Fuentes et al. (2018b) evaluaron las concentraciones de metales pesados Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Cd y Hg en el músculo e hígado de 56 muestras correspondientes a las especies ícticas más abundantes en la ciénaga de Mallorquín, entre estas se encuentran *Mugil curema*, *Ariopsis bonillai*, *Centropomus undecimalis*, *Lutjanus griseus* y *Eugerres plumieri*. Los resultados indicaron que, en el tejido muscular, los promedios más altos de las concentraciones de Cr ($1.31 \mu\text{g/g}$), Zn ($17.36 \mu\text{g/g}$) y Pb ($0.18 \mu\text{g/g}$) fueron registrados en *M. curema*, en cambio el promedio más alto de Cd ($0.06 \mu\text{g/g}$) fue encontrado en *C. undecimalis*. En el tejido hepático los mayores promedios de Cr ($0.49 \mu\text{g/g}$), Zn ($28.71 \mu\text{g/g}$) y Pb ($0.31 \mu\text{g/g}$) fueron obtenidos en *M. curema*, mientras que el de Cd ($0.11 \mu\text{g/g}$) fue hallado en *E. plumieri*. Por lo tanto, se evidenció que todas las especies capturadas están bioacumulando metales pesados en ambos tejidos, lo cual podría generar problemas de salud pública por la ingesta de estos peces.

5.2. Marco conceptual

5.2.1. Generalidades de los metales pesados

Los metales pesados son elementos que presentan una densidad en forma elemental igual o superior a 5 g/cm^3 , con una escasa presencia en la corteza terrestre en forma de minerales, gases u otros compuestos que no supera el 0.1%. Se agrupan como metales esenciales o elementos trazas, necesarios en pequeñas cantidades para el organismo como arsénico (As), boro (B), cobalto (Co), cobre (Cu), molibdeno (Mo), manganeso (Mn), selenio (Se) y Zinc (Zn) y los metales tóxicos, los cuales no tienen una función biológica definida y son nocivos en bajas concentraciones, a este grupo pertenecen bario (Ba), Cadmio (Cd), mercurio (Hg), Plomo (Pb), antimonio (Sb) y cromo (Cr). Los metales pesados no pueden ser degradados o destruidos, pueden ser disueltos por agentes físicos y químicos y ser lixiviados (Beltrán & Gómez, 2015).

Existen diferentes fuentes de contaminación por metales pesados dado que se encuentran presentes en los suelos como componentes naturales de la corteza terrestre o son empleados por el hombre en muchas de sus actividades industriales y liberados en el aire, suelo y agua. Específicamente, las fuentes naturales provienen de procesos de meteorización o emisiones volcánicas. De esta forma, es posible deducir los metales pesados presentes a partir del tipo de roca y los minerales que la conforman. Por ejemplo, en rocas sedimentarias hay mayor probabilidad de encontrar arsénico (As), mercurio (Hg) y selenio (Se) que en rocas ígneas; en el granito es más probable encontrar plomo (Pb) y talio (Tl) que en basalto. Por otra parte, las fuentes antrópicas se clasifican en fijas y móviles dependientes de su procedencia. En el primer grupo se incluyen las actividades industriales como fabricación de pinturas, plomería o minería, es decir, donde se emiten de manera fija y continua. Dentro de las fuentes móviles, se encuentran

los lodos residuales, fertilizantes, cenizas y humos, pesticidas o actividades de riego (Vinasco, 2011; Rodríguez, 2017).

Dicha exposición en exceso es la causa de efectos negativos que han sido registrados durante años, pues se presentan áreas donde su uso y emisión ha aumentado debido a actividades industriales. Por ejemplo, en América Latina se reportan emisiones de Hg al medio ambiente desde el siglo XIX para la minería del oro (Tirado et al., 2015).

Actualmente, de manera general se acepta que la distribución, movilidad, disponibilidad biológica y toxicidad de los elementos químicos no es función de la concentración total de los mismos, sino que dependen de la forma química en la que se encuentren, además para los organismos, la tasa de asimilación de los metales a través de los medios circundantes generalmente tiende a ser mayor que la tasa de eliminación lo cual modifica los metabolismos fisiológico y a la vez la bioacumulación del metal. (Reyes et al., 2016; Ju et al., 2017).

La contaminación en los ecosistemas acuáticos por metales pesados es provocada principalmente por actividades antropogénicas y se relaciona con la poca o nula biodegradabilidad, acumulándose en los tejidos de los animales y plantas acuáticas mediante la absorción de agua o alimentos contaminados con la capacidad de permanecer durante largos periodos de tiempo, lo que influye en su biomagnificación generando alteraciones metabólicas, mutaciones y transformaciones anatómicas en las especies incluyendo a los humanos, convirtiéndose en un riesgo para la salud debido al consumo de estos organismos. (López & Barragán, 2014; Zhang et al., 2016; Ju et al., 2017).

Igualmente se considera que el vertimiento de aguas residuales generadas por el sector industrial, tecnológico, minero y agropecuario contribuyen con el aporte de metales pesados que

terminan incorporándose en los cuerpos de agua y a los organismos que habitan en su interior y a sus alrededores (Londoño et al., 2016).

5.2.2. Biodisponibilidad

La toxicidad por metales pesados, no solo se ve influenciada por sus concentraciones totales, sino que también depende de la biodisponibilidad (Liu et al., 2017). Este término hace referencia a la afinidad de una sustancia, que se encuentra disponible, para ser absorbida por un organismo vivo, atravesando las barreras biológicas y causando una posible respuesta toxicológica adversa (Vicente, 2010; Bolan et al., 2017).

Según Battelle & Exponent, (2000), la biodisponibilidad en situaciones que involucran el suelo o sedimentos se atribuye a la medida en que los metales pesados pueden disolverse o disociarse en el medio natural para estar biológicamente disponibles para la absorción. Otro término similar, es bioaccesibilidad, el cual se utiliza a menudo para definir aquella fracción que es liberada a partir de su matriz, una vez ha sido ingerida por un organismo (Segovia, 2014). En este sentido, la evaluación de la biodisponibilidad de metales pesados es un elemento clave para evaluar los riesgos humanos y ambientales, ya que sirve como indicador del riesgo potencial que representan los productos químicos para la salud humana y el ambiente, permitiendo definir estrategias de mitigación (Naidu et al., 2008; Liu et al., 2017).

La movilidad y el grado de absorción de metales pesados dependen en gran medida de su especiación química específica (Swati & Hait, 2017) y de factores fisicoquímicos como, la salinidad, la temperatura, el potencial de oxidación-reducción, el potencial de hidrógeno (pH) y la composición o concentración de iones (Arce, 2005; Parra & Espinosa, 2008). Específicamente,

el pH, es uno de los principales parámetros que afecta la disponibilidad de la mayoría de los metales pesados, pues la mayoría de estos, suelen estar más disponibles a pH ácido, con excepción del arsénico (As), molibdeno (Mo), selenio (Se) y cromo (Cr) que son más móviles a pH básico (Segovia, 2014). Lo anterior es debido a que los cationes en medios alcalinos producen la precipitación como hidróxidos insolubles (Méndez et al., 2009).

5.2.3. Bioacumulación

La bioacumulación, es el proceso a través del cual, se incrementa gradualmente la cantidad de sustancia en un organismo o parte de él (Nordberg, et al., 2009). En referencia a los metales pesados, este proceso se desarrolla como respuesta a un ritmo de absorción de los contaminantes, superior a la que los seres vivos son aptos de eliminar (Serpa, 2017).

Cabe destacar que la forma de acumular metales diferirá entre un organismo y otro, puesto que este proceso, se encuentra basado en la interacción organismo-ambiente (Hernández et al., 2013). Así mismo, los contaminantes, pueden ser incorporados en los seres vivos desde el agua, a través de absorción directa por las branquias, la ingestión de partículas suspendidas o el consumo de alimentos (Van der Oost, Beyer & Vermeulen, 2003; Argota et al., 2012). En todo caso, la bioacumulación dependerá de diversos factores como, el tipo de organismo, su estado fisiológico, la naturaleza del contaminante y las propiedades del agua (temperatura, salinidad, entre otros) (Coto, 2015).

No obstante, Brooke & Crookes (2007), indica que las sustancias de carácter bioacumulable tienden a ser biomagnificables a través de la cadena alimenticia, afectando a los organismos presentes en los eslabones tróficos superiores. Esta transferencia trófica de metales está dada por

el grado de asimilación de herbívoros y predadores, el cual depende de las características químicas del metal y los tejidos donde han sido retenidos (Chen et al., 2000).

5.2.4. Efectos de los metales pesados en la salud humana

Cadmio

El cadmio (Cd) es un metal presente en el suelo, sedimentos, aire y agua. Entre sus principales fuentes naturales se encuentran las erupciones volcánicas, las quemas forestales y el transporte de partículas del suelo por el viento. Sin embargo, la contaminación por este metal ha aumentado a causa de actividades industriales como minería, quema de combustibles fósiles, fabricación de baterías, entre otros. El Cd puede combinarse con otros elementos y formar compuestos tales como cloruros, óxidos y sulfuros, los cuales se unen fuertemente a las partículas del suelo permaneciendo en él por muchos años. Se estima que su vida media es de 15-30 años (Pernía et al., 2008).

Cuando el Cd es generado por erupciones volcánicas, se remueve de la atmósfera por deposición de partículas o por precipitación y se transporta a los ríos y océanos por escorrentía y erosión. Por otro lado, los efluentes industriales con Cd llegan a los ríos donde es absorbido por la materia particulada. Entonces, los cuerpos de agua contaminados con Cd pueden a su vez contaminar tierras cercanas a través de la irrigación de cultivos o por deposición de sedimentos dragados (Hernández, 2014).

De esta forma, el Cd puede estar en contacto con el ser humano por vía inhalatoria, oral o dérmica, según la vía de exposición, siendo de mayor interés, la exposición directa por ingesta de algunas comidas o consumo de agua contaminada y la inhalación (Raraz, 2015).

Así mismo, como todos los metales pesados, el Cd puede bioacumularse en los organismos, transferirse de un nivel trófico al siguiente y a la vez biomagnificarse a lo largo de las cadenas tróficas. Se considera que el Cd no tiene un carácter esencial para el desarrollo de las funciones en el ser humano, sin embargo, la toxicidad crónica del Cd provoca una reducción de las funciones renales y reproductivas, hipertensión arterial, tumores y disfunción hepática. También afecta diversos órganos y tejidos como riñón, corazón, huesos, testículos, placenta, y sistema nervioso central y periférico, siendo el pulmón, un órgano muy susceptible a la exposición a Cd, debido a que la inhalación crónica subaguda, produce bronquitis con daño progresivo alveolar, fibrosis secundaria y enfisema. (Satarug et al., 2010; Tirado et al., 2015; Zaza et al., 2015).

Plomo

El plomo, denominado con el símbolo Pb, es un metal grisáceo y maleable, presente de forma natural en la corteza terrestre (Agency for Toxic Substances and Disease Registry -ATSDR, 2007). Algunas de sus propiedades como la ductilidad, alta densidad, fácil extracción y bajo costo (González et al., 2008), le han permitido ser utilizado en diversas actividades humanas como la fundición, agricultura, fabricación de baterías, pinturas, entre otras (Expósito & Hernández, 2014). Cabe destacar que las descargas y emisiones generadas por dichas industrias en sus procesos productivos, originan sales solubles a partir del Pb las cuales son consideradas como fuente de contaminación en los medios acuáticos (Cousillas, 2007). Lo anterior, ha facilitado su distribución en el ambiente y el incremento considerable de la exposición del metal en los seres humanos, trayendo como resultado un problema de salud pública a nivel mundial (Azcona et al., 2015).

En este sentido, a pesar que el Pb no contribuye con ninguna función biológica en los organismos vivos (Rodríguez et al., 2016), es posible evidenciar una relación entre este y los problemas prioritarios en la salud de la población, particularmente en los niños y fetos, que son considerados como los grupos más sensibles frente a las consecuencias de la exposición al metal, debido a la velocidad de absorción en sus cuerpos y la vulnerabilidad de contraer afectaciones en el desarrollo cerebral (Del Gaiso, 2014).

Las personas pueden entrar en contacto con el Pb a través de la absorción por vía dérmica, la ingesta de polvo, agua o alimentos contaminados y la inhalación de partículas de Pb generadas por combustión de algunos materiales, siendo las dos últimas las vías de exposición más importantes. Una vez en el organismo, puede alojarse en los diferentes órganos, tejidos o huesos donde se irá bioacumulando a través del tiempo (Reyes, et al., 2016). Teniendo en cuenta las vías de exposición, se considera que la contaminación de sedimentos marinos por el Pb proveniente de cauces fluviales y descargas directas, favorecen a la acumulación del metal en el organismo de los peces que posteriormente podrían ser consumidos por los humanos (Pérez et al., 2003). Algunas de las alteraciones o enfermedades que podrían provocarse en los sistemas del organismo humano por la exposición al metal son anemia, hipertensión, disfunción renal, afectación al sistema nervioso central, riñón y al tejido sanguíneo, así mismo, una exposición prolongada puede provocar coma, retraso mental e incluso la muerte (Organización Mundial de la Salud –OMS, 2018; Al-Busaidi et al., 2011; Bello et al., 2016).

Zinc

El zinc (Zn) es un elemento químico perteneciente a los metales de transición, que se caracteriza por encontrarse ampliamente distribuido en suelos, agua, aire y biosfera (Saavedra,

2013). Sin embargo, su presencia no es abundante puesto que representa únicamente el 0.012% de la corteza terrestre (Rubio et al., 2007).

Sus fuentes dietéticas son variadas, no obstante, las mayores concentraciones se evidencian en alimentos de origen animal, como pescados, mariscos, aves, huevos y cereales integrales (Cámara & Amaro, 2003; López et al., 2010). En la actualidad, el uso del metal está direccionado principalmente a la industria con la manufacturación del latón, la galvanización del hierro y acero y la obtención de aleaciones o uso farmacéutico por sus propiedades absorbentes y astringentes en caso de quemaduras o infecciones en la piel (Rubio et al., 2007; Muñoz, 2014).

El zinc (Zn) cuenta con diversas propiedades de carácter químico que permiten su participación en un gran número de procesos metabólicos que lo convierten en un nutrimento indispensable para el funcionamiento de los sistemas biológicos de los seres humanos (Rosado, 1998). Es uno de los elementos más abundantes en el cuerpo humano y hace presencia en toda su extensión, órganos, tejidos, huesos, fluidos, células, entre otros (Barbarán & Vela, 2016), tal es el caso que los músculos esqueléticos y huesos contienen cerca del 90% del Zn total del organismo (Torres & Bahr, 2004). Entre todos los minerales, es este quien ayuda a fortalecer de manera más activa el sistema inmunológico y en adición, desarrolla un papel esencial en más de trescientas enzimas que mantienen el funcionamiento del metabolismo; por ende, es de vital importancia para la división, crecimiento y desarrollo de las células (Barbarán & Vela, 2016). Sus características le han permitido ser empleado en enfermedades diarreicas agudas, así como elemento clave para la regeneración de tejidos, para combatir infecciones y mejorar la cicatrización (De la Guardia et al., 2011). El Zn es eliminado del cuerpo, fundamentalmente como producto de secreciones pancreáticas, biliares e intestinales, así como por la orina, sudor, semen y cabello (López, et al., 2010).

Así mismo, es importante considerar, que, a pesar de ser un elemento esencial para realizar funciones vitales en los organismos, diversos autores como Londoño et al. (2016), indican que una excesiva concentración de Zn en los seres vivos puede alterar procesos bioquímicos o fisiológicos en el organismo. De igual manera, han sido identificados efectos adversos en la salud humana, tales como la deficiencia de Cu, dolor abdominal, molestias gastrointestinales, entre otros (Ho, 2013).

Cromo

El cromo (Cr) es un elemento químico de color blanco plateado, brillante, duro y quebradizo, resistente a la corrosión. Se considera un metal relativamente común debido a que es el elemento número 21 en cuanto a abundancia sobre la corteza terrestre, y puede ser encontrado en animales, las plantas y el suelo (Alvarado et al., 2002).

Entre las fuentes antropogénicas se destacan los efluentes industriales descargados por industrias químicas, de construcción de maquinarias e instrumentos, de radioelectrónica y otras, así como efluentes de torres refrigerantes de estaciones generadoras de energía eléctrica, además se utiliza como dicromato de sodio en la producción de pigmentos, sales para curtir pieles, conservante para la madera y anticorrosivo (Fuentes, 2014; Rodríguez, 2017).

Es bien conocido que las concentraciones de Cr en el aire suelen incrementarse como resultado del uso de combustibles fósiles como la quema de carbón y petróleo, la producción de acero, la manufactura de productos químicos y el uso de productos que contienen Cr como piezas cromadas, cueros o textiles, pinturas, madera, y cigarrillos. La contaminación del agua por Cr se origina a partir de la descarga de desechos derivados de la manufactura de colorantes y

pigmentos para el curtido de cueros y el uso de pesticidas que contienen Cr. El suelo también puede contaminarse, debido al depósito de residuos de la industria y cenizas de carbón provenientes de plantas generadoras de electricidad (Montoya et al., 2010; Fuentes, 2014; Gómez & Saldaña, 2016).

Las plantas, los animales y los humanos están expuestos al Cr por vía inhalatoria (aire, humo del tabaco), por la piel o por ingestión (productos agrícolas, agua). El Cr es un nutriente esencial requerido e indispensable en múltiples procesos biológicos como el metabolismo de la glucosa, colesterol y ácidos grasos. No obstante, en las plantas la exposición a este metal puede ocasionar la disminución de la actividad enzimática y crecimiento general de la planta. En los animales y el ser humano produce alteraciones crónicas y enfermedades del sistema nervioso, respiratorio y digestivo, alergias en la piel, cáncer de pulmón y estómago, inhibición del crecimiento y supresión del consumo de oxígeno (Beltrán & Gómez, 2015; Rodríguez, 2017; Fuentes et al., 2018a).

6. Marco legal

El pescado es uno de los alimentos con mayor aceptación, lo cual ha permitido posicionarse como uno de los pilares fundamentales que constituyen la dieta de millones de personas en el mundo (Instituto de Salud Pública, 2005; Luchini, 2010; Durán et al., 2014; Restrepo et al., 2016). Sin embargo, debido a la toxicidad y riesgo potencial a la salud, que ocasiona el consumo de pescado con contenidos de metales pesados, diferentes entidades tanto nacionales, como internacionales han regulado los límites máximos permisibles de estos contaminantes en estos individuos.

En Colombia, han sido establecidas normativas como, la Resolución 122 de 2012 del Ministerio de Salud y Protección, la cual reglamenta los requisitos fisicoquímicos, microbiológicos y de algunos contaminantes químicos que deben cumplir los productos de la pesca, en particular pescados destinados para consumo humano, con el fin de proteger la vida, salud y seguridad humana. Los límites máximos de metales pesados fijados son: para Pb: 0.3 mg/kg, Cd: 0.05 mg/kg y Hg: 0.5 mg/kg. Así mismo, la Norma Técnica Colombiana (NTC) 1443, promulga los requisitos del pescado entero, medallones, filetes y trozos frescos (refrigerados o congelados), aptos para consumo humano. Dentro de los límites fijados para metales pesados se encuentran valores de 0.4, 0.1 y 0.5 mg/kg para Pb, Cd y Hg, respectivamente.

Por otra parte, a nivel internacional, La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y la Organización Mundial de la Salud (WHO), establecieron límites para Cd de 0.05 mg/kg y Pb de 0.2 mg/kg en carne de pescado fresco, en la reunión 38 del Comité del Codex sobre aditivos alimentarios y contaminantes en el año 2006.

De igual forma, el Ministerio de Pesca y Ganadería [MOFL] de Bangladesh fijó límites para Cd, Pb, Zn y Cr de 0.25, 0.3, 50 y 1 mg/kg, respectivamente. Adicionalmente la Comisión Reguladora Europea (EC), ha establecido límites máximos permisibles para contaminantes como Cd, Pb y Zn en el tejido muscular de pescados, siendo estos de 0.5, 0.3 y 30 mg/kg respectivamente EC (2014).

7. Diseño Metodológico

7.1. Área de estudio

El departamento de La Guajira se sitúa al extremo norte de Colombia, en la parte más septentrional de América del Sur. Se localiza entre los 10°23' y 12°28' de latitud norte y los 71°06' y 73°39' de longitud oeste. Se extiende por una superficie de 20 848 km², lo cual representa el 1.8% del territorio nacional y el 13.8% de la Región Caribe. Limita al norte y oeste con el mar Caribe, al este con la República de Venezuela y al sur con los departamentos de César y Magdalena (Hurtado et al., 2014).

Su hidrología está caracterizada por la presencia de depósitos de agua como pozos, acuíferos y lagunas que abastecen el consumo de las comunidades. Además, por contar con trescientos veinte kilómetros (320 km) de línea costa, es el departamento del país con más costa sobre el mar Caribe (Sierra & Henao, 2016).

Su clima es árido, seco y con temperaturas promedio que oscilan entre 35° y 40°C. (PNUD, 2015). La distribución de la precipitación en el año se presenta en dos períodos húmedos, estos se extienden de marzo a junio y de agosto a diciembre; siendo mayo y octubre donde se registran las mayores cantidades de lluvia. El departamento cuenta con vientos provenientes del mar y vientos alisios con dirección predominante Este-Noreste y velocidad media entre 2 y 4.9 m/s, los cuales intervienen durante la mayor parte del año. En toda la región, la humedad relativa varía entre el 71% y 76%. Los períodos de máxima y mínima humedad coinciden con los de mayor y menor precipitación. De acuerdo a su configuración territorial, La Guajira, fue subdividida en tres grandes regiones de noreste a suroeste: Alta Guajira, Media Guajira y Baja Guajira (Rodríguez, & Londoño, 2002) (figura 1).

En la región de Alta Guajira, el terreno se caracteriza por ser árido, semidesértico y de poca precipitación. Incluye a los municipios Uribia, Maicao y Manaure. Representa el 57% del territorio guajiro. La precipitación total anual es inferior a 500 mm y se va incrementando hacia la parte media y baja donde alcanza los 1000 mm (Pabón et al., 2001).

La Media Guajira, representa el 24% del territorio y está caracterizado por ser un poco menos árido, con regiones de relieve plano y ondulado. Incluye a los municipios Riohacha y Dibulla. La Baja Guajira, se encuentra rodeada por las estribaciones de la Sierra Nevada y la Serranía del Perijá, con afluente de ríos y riachuelos, que la convierten en la parte más húmeda del departamento; incluye a los municipios Barrancas, Fonseca, Distracción, San Juan del Cesar, Villanueva, El Molino, Urumita, Hato Nuevo, Albania y La Jagua del Pilar y representa el 19% del territorio (Sierra & Henao, 2016).



Figura 1. Mapa Configuración territorial de La Guajira. **Fuente:** Autores.

7.2. Recolección y pretratamiento de las muestras

Para el desarrollo de la presente investigación, fueron seleccionadas ocho especies ícticas marinas y dulceacuícolas de acuerdo a consultas preliminares realizadas a los expendedores de pescado, donde se pudo establecer las especies más consumidas por los pobladores y que a su vez suelen encontrarse generalmente durante todo el año. Otro de los factores que se tuvo en cuenta para la selección de estas, fue su hábito trófico (detritívoros, carnívoros y omnívoros). Estas fueron: bocachico (*Prochilodus magdalenae*), tilapia (*Oreochromis sp*), bagre de Mar (*Arius proops*), pargo platero (*Lutjanus synagris*), cojinúa (*Caranx crysos*), boca colorada (*Haemulon plumieri*), mojarra lora (*Oreochromis niloticus*) y mojarra rayada (*Eugerres plumier*).

Se recolectaron entre 14 y 20 individuos de cada especie, obteniendo un total de 124 muestras. Estas fueron adquiridas en cinco expendios de pescado distribuidos en los municipios de Riohacha, Fonseca, Distracción y Mayapo-(Manaure) (figura 2).



Figura 2. Puntos de recolección de muestras en el departamento de La Guajira.

Fuente: Autores.

Posteriormente, los peces fueron trasladados refrigerados en bolsas de polietileno rotuladas hasta el laboratorio de CITA de la Universidad de la Costa CUC, donde se realizaron mediciones a las variables morfométricas como longitud total y peso a cada uno de los ejemplares capturados. Adicionalmente, se procedió a extraer la muestra de tejido muscular, siguiendo el procedimiento descrito por el UNEP/IOC/IAEA/FAO (1990), el cual consistió en remover la aleta pectoral del lado izquierdo junto a la piel y con ayuda de un cuchillo de teflón se cortó una pequeña porción de tres centímetros (3 cm) de ancho por el alto del pez. La piel se retiró con un tenedor de teflón y la muestra de músculo (cinco gramos) se depositó en bolsas plásticas ziploc individuales, las cuales fueron finalmente transportadas al Laboratorio de Toxicología Ambiental de la Universidad de Córdoba donde se realizó la cuantificación de las concentraciones de los metales a evaluar.

7.2.1. Análisis de metales

Previo al análisis de los metales pesados se procedió con la digestión de las muestras (0.5 g peso húmedo) asistida con microondas empleando HNO_3/HCl , relación 3:1 v/v durante 3h a 95 °C. Posteriormente, se realizó la cuantificación de las concentraciones de los metales (Cd, Pb, Zn y Cr) por espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito (Thermo Scientific Model iCE series 3500) (Hülya & Erhan, 2007).

El control de calidad analítica del método se realizó por triplicado con material de referencia certificado (CRM) IAEA 407. Las diferentes concentraciones de metales en el CRM se encontraron en concordancia con el valor certificado y porcentaje de recuperación de 91% al 98%. Los límites de detección para los diferentes metales fueron: 0.001 $\mu\text{g/g}$ para Pb, 0.016 $\mu\text{g/g}$ para Zn y 0.04 $\mu\text{g/g}$ para Cr.

A continuación, se presenta un resumen de la marcha analítica para la determinación de metales (Cd, Pb, Zn y Cr) que comprende desde la recolección y pretratamiento hasta el análisis de las muestras (Figura 3).

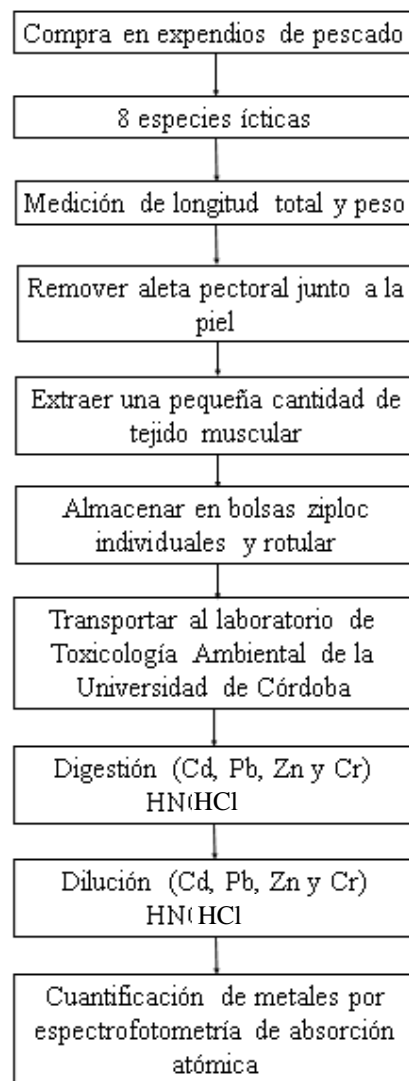


Figura 3. Marcha analítica para la determinación de metales.

Fuente: Autores.

7.3. Aplicación de encuestas

Se aplicaron encuestas a 160 compradores que se encontraban en los expendios donde fueron obtenidos los peces. Con esta herramienta se pudo conocer la cantidad comprada y consumida para cada especie, la frecuencia de consumo de pescado en el día, la forma como consumen el pescado y la especie que consumen con mayor frecuencia. Las encuestas fueron realizadas durante 3 sábados con sesiones de trabajo cercanas a las 6 horas, iniciando a las 7:30 am y

finalizando a la 1:30 pm. Las encuestas fueron tabuladas en hojas de cálculos de Microsoft Excel y analizadas a través de la estadística descriptiva para cada especie y a nivel general (**Anexo B**).

7.4. Evaluación del riesgo potencial a la salud humana

Para evaluar el riesgo a la salud humana por el consumo de las especies ícticas se determinaron los niveles de exposición a los tóxicos (Cd, Pb, Zn y Cr) por medio de la fórmula (Fuentes et al., 2018a)

$$E = \frac{[\text{metal}](\text{ingesta})}{W} \quad (1)$$

Dónde:

E, es la exposición (μg de metal/kg/día).

[metal], es el promedio de las concentraciones de cada metal en los tejidos de los peces ($\mu\text{g/g}$).

(ingesta), cantidad de pescado (g) que se consumen por día, este valor fue tomado de las encuestas realizadas.

W es el promedio del peso corporal de una persona adulta (70 kg)

De igual forma, se estimó el riesgo potencial (RP) por el consumo de estos peces por medio de la relación (Fuentes et al., 2018a):

$$RP = \frac{\text{Exposición}(\mu\text{g/kg/ día})}{\text{Dosis de referencia (Rfd)}(\mu\text{g/kg/día})} \quad (2)$$

Dónde: La **RfD** (*oral reference dose*), es la dosis de referencia ($\mu\text{g/kg/día}$). Representa un índice de toxicidad de una exposición diaria a la población, en comparación a un nivel seguro de exposición, es decir, la dosis de metal que puede ser consumida diariamente sin que exista riesgo de presentarse efectos nocivos en la salud (Song et al., 2015). Las dosis de referencia utilizadas para todos los metales estudiados fueron las establecidas por la US-EPA (2016) y pueden ser observadas en la Tabla 1.

Tabla 1.

Dosis de referencia oral en metales estudiados (RfD).

Metal pesado	RfD ($\mu\text{g/kg /día}$)
Cadmio (Cd)	1
Plomo (Pb)	3.5
Zinc (Zn)	300
Cromo (Cr)	3

Fuente: USEPA (2016).

Cuando el riesgo potencial es menor que uno ($RP < 1$), significa que el riesgo de exposición es bajo, por ende, la probabilidad de que ocurra un efecto adverso en la población es imperceptible y cuando es mayor a uno ($RP > 1$) indica que la exposición para un individuo, supera los límites de seguridad propuestos para el contaminante de interés, motivo por la cual existe un alto riesgo de manifestarse efectos adversos sobre la salud humana (Sobrino *et al.*, 2007; Lorenzo *et al.*, 2016).

También se calculó la tasa de consumo (USEPA, 2000), que determina la cantidad de peces (g) que una persona puede consumir en un día sin sufrir efectos dañinos, con base en la dosis de referencia (RfD):

$$T_c = \frac{Rfd * W}{C_m} \quad (3)$$

Dónde:

T_c, es la tasa de consumo (g/día)

RfD es la dosis de referencia ($\mu\text{g/kg /día}$)

W, es el peso corporal (kg)

Cm, es la concentración de metal en el pez ($\mu\text{g/g}$)

7.5. Análisis estadísticos

El resultado del análisis para cada muestra se presenta como el promedio (\pm) las desviaciones estándares de las muestras analizadas. A los datos obtenidos se les aplicó un análisis exploratorio con la prueba de Kolmogorov-Smirnov para probar su normalidad. Los análisis fueron realizados con el programa SPSS 10.5, con un nivel de significancia de $P \geq 0.05$.

8. Resultados y Análisis

8.1. Características generales de las especies

A continuación, en la Tabla 2, se relacionan los valores de las mediciones morfométricas realizadas a las especies evaluadas en el presente estudio. El 53.23% de los individuos recolectados exhibieron hábitos carnívoros (*Arius proops*, *Lutjanus synagris*, *Caranx crysos*, *Haemulon plumieri*). Las especies *Oreochromis niloticus*, *Oreochromis sp* y *Eugerres plumieri* con hábitos omnívoros representaron el 33.87% y el 12.9% correspondió a los especímenes detritívoros pertenecientes a la especie *Prochilodus magdalenae*. Los mayores valores promedios de longitud total y peso se obtuvieron en *Arius proops* y *Prochilodus magdalenae* con 29.94 ± 1.32 cm y 351.4 ± 43.83 g, respectivamente. Por otra parte, las especies *Oreochromis sp* y *Haemulon plumieri*, fueron quienes presentaron los menores promedios de longitud total y peso con valores de 21.93 ± 0.93 cm y 186.14 ± 32.39 cm.

Tabla 2.

Características de las especies evaluadas (C: Carnívoro, D: detritívoro, O: omnívoro, LT: Longitud total, M: promedio, S: desviación estándar).

Nombre científico	Nombre común	N	Hábito	LT		Peso	
				M±S	Rango	M±S	Rango
<i>Prochilodus magdalenae</i>	bocachico	16	D	28.5 ± 1.51	27 - 31	351.4 ± 43.83	291 - 414.5
<i>Arius proops</i>	bagre de mar	16	O	29.94 ± 1.32	28 - 32	263.94 ± 32.54	227 - 322.5
<i>Lutjanus synagris</i>	pargo platero	16	C	29.88 ± 1.64	28 - 32	291.88 ± 52.31	236.5 - 363
<i>Caranx crysos</i>	cojinúa	20	C	28.7 ± 1.77	25 - 31	288 ± 35.13	218 - 332.5
<i>Haemulon plumieri</i>	boca colorada	14	C	24.86 ± 2.12	22 - 28	186.14 ± 32.39	144.5 - 230
<i>Oreochromis niloticus</i>	mojarra lora	14	O	26.29 ± 1.11	25 - 28	234.79 ± 19.82	207 - 263
<i>Oreochromis sp</i>	tilapia	14	O	21.93 ± 0.93	20.5 - 23	208.07 ± 29.70	165 - 247
<i>Eugerres plumieri</i>	mojarra rayada	14	O	24.14 ± 1.21	22 - 26	244.21 ± 66.34	184 - 368

Fuente: Autores.

La especie con mayor número de individuos recolectados en el estudio fue *Caranx crysos* con 20 individuos. Esta especie pertenece a la familia Carangidae y tienen la capacidad de desplazarse en grandes cardúmenes de diferentes tamaños. Habitan principalmente en ambientes marino-costeros, encontrándose en zonas pelágicas con profundidades 1 a 100 m (Bone & Moore, 2008; AUNAP – Universidad del Magdalena, 2013; Blas et al., 2017). Se distribuye en el Atlántico oriental desde Senegal hasta Angola y en el Atlántico occidental desde Nueva Escocia, en Canadá, hasta Sao Pablo en Brasil (Reyes, 1999). Presentan una alimentación piscívora, con dieta de anchoas, sardinas, arenques y pequeños crustáceos (Lawson et al., 2013). En el litoral Caribe colombiano se ha encontrado que la especie ha disminuido su talla de madurez como respuesta a la presión por pesca ejercida sobre los individuos juveniles (Álvarez, 2006).

Por otra parte, la especie *Prochilodus magdalenae*, conocida con el nombre común de bocachico, es la principal especie de la pesquería continental colombiana y la cuarta más cultivada en el país (Atencio, et al., 2013). Se distribuye en las zonas bajas de los sistemas de los ríos Magdalena, Sinú y Atrato (Mojica et al., 2012). Es una especie potádroma, cuya madurez

sexual no la alcanza en aguas quietas (ciénagas o represas), por lo que necesita realizar migraciones en el río que favorezcan su proceso de reproducción (Arias et al., 2010). Es un pez detritívoro que se alimenta de materia orgánica en descomposición, compuesta por hongos, levaduras y organismos bentónicos (Mogollón & Torres, 2018). En la actualidad, es una de las especies con mayor grado de vulnerabilidad, ocasionado por la sobrepesca, la captura de individuos en estados juveniles, el deterioro ambiental de su hábitat, el taponamiento de las ciénagas en periodos de migración, entre otros (Lasso & Morales, 2011).

El bagre de mar (*Arius proops*) es un siluriforme predominante en la costa norte de Sudamérica desde Colombia hasta Brasil. El dorso es gris y brillante y el vientre es color blanco. Habita en estuarios y lagunas de agua salobre, aguas dulces, lagunas hipersalinas poco profundas y aguas marinas. Se alimenta de peces e invertebrados como moluscos, crustáceos y poliquetos, alcanzan longitudes que oscilan entre 60 a 100 cm y suelen ser capturados utilizando gancho y línea, pesca de cerco y redes de trampa china (Acero 2002; González & Borjas, 2003; Beltrán & Pantoja, 2006).

El pargo platero (*Lutjanus synagris*) es una de las especies más comercializada en el caribe continental colombiano (Forero & Gaitán, 2010). Según Doncel & Paramo (2010), se distribuye en el Atlántico occidental, desde Carolina del Norte en Estados Unidos hasta el sureste de Brasil, incluyendo el mar Caribe y el golfo de México. Es una especie demersal asociada a una gran variedad de tipos de fondos desde la línea de costa hasta los 400 metros. Se localizan principalmente en zonas de arrecifes coralinos y los fondos arenosos vegetados de aguas poco profundas. Con frecuencia forma enormes cardúmenes en temporada de reproducción (Gómez, 2017) y cuenta con hábitos alimentarios nocturnos, con una dieta basada en peces pequeños,

camarones, cangrejos, cefalópodos, entre otros. A su vez, en la red trófica, este pez es utilizado como presas para predadores de gran tamaño (Franks & VanderKooy, 2000).

Otra de las especies del presente estudio que posee hábitos carnívoros es la boca colorá (*Haemulon plumieri*). Se alimenta principalmente de equinodermos y crustáceos (Tulevech & Recksiek, 2003). Habita en áreas densas en nutrientes como los arrecifes de coral, zonas marinas rocosas, arenosas y herbáceas, que no superan los 40 m de profundidad (Bailey, 2016). Sin embargo, es posible encontrarlos en aguas continentales (Murie, & Parkyn, 2005). Se distribuye en toda la región del caribe, en lugares como Bahamas, Bermudas, Brasil, entre otros. Los juveniles pueden migrar, mientras que los especímenes adultos suelen permanecer en un área (Lindeman et al., 2016). En los últimos años se ha reportado que la sobreexplotación de esta especie sobrepasa en tres veces el nivel de pesca sostenible para Colombia (Ramírez, 2015).

La mojarra lora (*Oreochromis niloticus*) originaria del continente africano es una especie tropical que prefiere aguas poco profundas, puede vivir más de 10 años y alcanzar un peso de 5 kg. En las últimas décadas ha sido introducida y cultivada en regiones cálidas, donde las similitudes con las condiciones ambientales de su área de origen son mayores al 70%, favoreciendo por lo tanto su fácil y rápida adaptación. En Colombia, se registran poblaciones de *O. niloticus* en las cuencas hidrográficas y en los ecosistemas artificiales de 30 departamentos. Es un pez omnívoro que se alimenta de fitoplankton, perifiton, plantas acuáticas, pequeños invertebrados, fauna béntica, desechos y capas bacterianas asociadas a los detritus. En estanques, la madurez sexual la alcanzan a la edad de 5 o 6 meses requiriendo el manejo de poblaciones macho monosexo. (Vega et al., 2010; CAR, 2017; FAO, 2019).

La tilapia roja (*Oreochromis sp.*) es otra de las especies que fue introducida en el país en el 1982 y hasta la actualidad ha sido producido a nivel artesanal e industrial en el país (Salamanca

et al., 2017). Pertenece al orden Perciforme y a la familia Cichlidae, originaria de África y del Medio Oriente, como resultado del cruce de cuatro especies (*Oreochromis mossambicus*, *Oreochromis niloticus*, *Oreochromis hornorum* y *Oreochromis aurea*) (Beveridge & McAndrew, 2001; López & Cruz, 2011). Es catalogada como la segunda especie mayormente cultivada en el mundo, por lo tanto, posee gran importancia en la producción de proteína animal (Lara et al., 2002). Lo anterior es atribuido a los bajos costos de producción, a la fisiología adaptativa y al alto índice de reproducción y crecimiento que estos individuos poseen frente al medio (Possebon et al., 2004; Gómez, et al. 2011). Se localizan principalmente en cuerpos de aguas lénticos y son de hábitos alimenticios omnívoros.

La mojarra rayada (*Eugerres plumieri*), es un pez eurihalino perteneciente a la familia Gerreidae (Aguirre & Díaz, 2000). Tiene una amplia distribución geográfica, desde Carolina del Sur a Florida occidental, en Estados Unidos y todo el Golfo de México a Brasil (Smith, 1997). Habita principalmente en zonas poco profundas, sobre fondos de lodo, en lechos de pastos marinos o en área de manglares (Bussing, 1998; Gilmore & Vero, 2013). Se alimenta de insectos acuáticos, crustáceos y detritos y utiliza las lagunas costeras como zona de crianza, crecimiento y alimentación (Gassman & Rojas, 2017).

8.2. Concentración de metales pesados en tejido muscular

Las concentraciones de los metales pesados en los peces fueron analizadas en el tejido muscular ya que es la principal parte comestible del pescado y en esta se evidencia gran parte de la acumulación de los contaminantes del ambiente acuático (Maldonado et al., 2015).

Los resultados generales para cada metal indican que las concentraciones promedio fueron: Cd ($0.012 \pm 0.010 \mu\text{g g}^{-1}$), Pb ($0.036 \pm 0.037 \mu\text{g g}^{-1}$), Zn ($3.793 \pm 0.883 \mu\text{g g}^{-1}$) y Cr ($0.559 \pm$

0.280 $\mu\text{g g}^{-1}$). Con base en lo anterior se puede generar el siguiente orden: $\text{Zn} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{Cd}$ (Tabla 3).

El contenido más alto de Cd se presentó en la especie *Lutjanus synagris* con un promedio de $0.016 \pm 0.004 \mu\text{g g}^{-1}$ y la concentración más baja se reportó en la especie *Prochilodus magdalenae* con una concentración de $0.008 \pm 0.003 \mu\text{g g}^{-1}$. El orden decreciente de las concentraciones de Cd en relación a su acumulación en los tejidos de las especies ícticas estudiadas corresponde a: *Lutjanus synagris* > *Caranx crysos* > *Arius proops* > *Haemulon plumieri* > *Eugerres plumieri* > *Oreochromis niloticus* > *Oreochromis sp* > *Prochilodus magdalenae*.

El nivel más alto de Pb se observó en la especie *Eugerres plumieri* con $0.117 \pm 0.057 \mu\text{g g}^{-1}$ mientras que la concentración más baja se registró en la especie *C. crysos* con niveles de $0.017 \pm 0.001 \mu\text{g g}^{-1}$. El orden decreciente de las concentraciones de Pb en relación a su acumulación en los tejidos de las especies ícticas estudiadas corresponde a: *Eugerres plumieri* > *Prochilodus magdalenae* > *Oreochromis sp* > *Oreochromis niloticus* > *Lutjanus synagris* > *Haemulon plumieri* > *Arius proops* > *Caranx crysos*.

Con relación al Zn, las concentraciones promedio de manera general fueron más elevadas que los otros metales analizados. El valor más alto fue registrado en la especie *Prochilodus magdalenae* con $4.648 \pm 0.471 \mu\text{g g}^{-1}$, en cambio los niveles más bajos se encontraron en *Eugerres plumieri* con $2.990 \pm 0.649 \mu\text{g g}^{-1}$. El orden decreciente de las concentraciones de Zn en relación a su acumulación en los tejidos de las especies ícticas estudiadas corresponde a: *Prochilodus magdalenae* > *Arius proops* > *Oreochromis niloticus* > *Oreochromis sp* > *Caranx crysos* > *Haemulon plumieri* > *Lutjanus synagris* > *Eugerres plumieri*.

El contenido más alto de Cr se evidenció en la especie *Oreochromis sp* con $0.726 \pm 0.164 \mu\text{g g}^{-1}$ y el menor en la especie *Prochilodus magdalenae* con $0.268 \pm 0.169 \mu\text{g g}^{-1}$. El orden decreciente de las concentraciones de Cr en relación a su acumulación en los tejidos de las especies ícticas estudiadas corresponde a: *Oreochromis sp* > *Caranx crysos* > *Arius proops* > *Lutjanus synagris* > *Eugerres plumieri* > *Haemulon plumieri* > *Oreochromis niloticus* > *Prochilodus magdalenae*.

Tabla 3.

Concentraciones de plomo, cadmio, zinc y cromo presentes en el tejido muscular de especies estudiadas. Los resultados son expresados como M \pm S: promedio – desviación estándar y rango (mínimo-máximo) en $\mu\text{g/g}$.

Nombre científico	Cd		Pb		Zn		Cr	
	M \pm S	Rango	M \pm S	Rango	M \pm S	Rango	M \pm S	Rango
<i>Prochilodus magdalenae</i>	0.008 \pm 0.003	0.005 - 0.011	0.047 \pm 0.026	0.018 - 0.103	4.648 \pm 0.471	3.802 - 5.347	0.268 \pm 0.169	0.08 - 0.564
<i>Arius proops</i>	0.012-0.002	0.006 - 0.018	0.018 \pm 0.001	0.016 - 0.020	4.469 \pm 1.157	2.806 - 6.398	0.632 \pm 0.092	0.536 - 0.788
<i>Lutjanus synagris</i>	0.016 \pm 0.004	0.007 - 0.022	0.021 \pm 0.006	0.016 - 0.032	3.085 \pm 0.355	2.544 - 3.549	0.613 \pm 0.443	0.090 - 1.272
<i>Caranx crysos</i>	0.013 \pm 0.004	0.009- 0.017	0.017 \pm 0.001	0.015 - 0.029	3.672 \pm 0.707	2.800 - 0.458	0.704 \pm 0.140	0.458 - 0.907
<i>Haemulon plumierii</i>	0.011 \pm 0.004	0.006 - 0.015	0.020 \pm 0.003	0.017 - 0.024	3.172 \pm 0.624	2.182 - 3.830	0.540 \pm 0.080	0.381 - 0.616
<i>Oreochromis niloticus</i>	0.009 \pm 0.003	0.007 - 0.013	0.022 \pm 0.003	0.018 - 0.027	4.226 \pm 0.614	3.569 - 5.144	0.378 \pm 0.132	0.182 - 0.561
<i>Oreochromis sp</i>	0.009 \pm 0.003	0.006 - 0.011	0.037 \pm 0.018	0.025 - 0.072	4.024 \pm 0.526	3.319 - 5.016	0.726 \pm 0.164	0.451 - 0.920
<i>Eugerres plumieri</i>	0.010 \pm 0.004	0.006 - 0.016	0.117 \pm 0.057	0.045 - 0.210	2.990 \pm 0.649	2.375 - 3.930	0.569 \pm 0.462	0.08 - 1.266
Total	0.012 \pm 0.004	0.006 - 0.015	0.036 \pm 0.037	0.016 - 0.210	3.793 \pm 0.883	2.181 - 6.398	0.559 \pm 0.280	0.08 - 1.272

Fuente: Autores.

Las concentraciones más altas de Cd fueron evidenciadas en individuos con hábitos tróficos carnívoros, mientras que las mayores concentraciones de Cr y Pb fueron encontradas en hábitos tróficos omnívoros y las de Zn en detritívoros. Estas tendencias fueron similares a las reportadas en otros estudios (Lemus et al., 2014; Ju et al., 2017; Satapathy & Panda, 2017; Muñoz et al., 2018). Por lo general, los peces que se encuentran en el nivel más alto de la cadena alimenticia presentan tendencia a acumular grandes cantidades de metales y esto depende de la ingesta y eliminación del cuerpo, sin embargo, este patrón varía porque las especies presentan mayor movilidad y pueden alimentarse en áreas menos contaminadas. Por otro lado, las especies de niveles inferiores, como los detritívoros, pueden estar mayormente expuestas a contaminantes debido a la acumulación de metales en el sedimento (Karadede et al., 2004; Suami et al., 2018).

De acuerdo con Corrales (2013), existen varios factores bióticos y abióticos que influyen en la acumulación de metales pesados en los peces, entre estos se incluye el tipo de especie, el comportamiento de alimentación (carnívoro, omnívoro, herbívoro, entre otros), la actividad metabólica, el sexo, la edad, el tamaño, el ciclo reproductivo, las diferencias en el hábitat y condiciones de vida. En relación a esto, las concentraciones de metales pesados en el músculo de las especies pueden indicar los posibles riesgos para la salud humana debido a que guardan mayor relación con la contaminación generada por el hombre o de forma natural. También es bien conocido que la bioacumulación de contaminantes en el tejido muscular es menor que en otros órganos como el hígado, sin embargo, suele utilizarse con mucha frecuencia en este tipo de estudios por su alto consumo.

De acuerdo con García et al. (2016), las actividades antropogénicas como la minería son consideradas una de las principales fuentes de Cr en el departamento de La Guajira debido al tráfico de vehículos y equipos que generan emisiones de material particulado, el polvillo de

carbón que es transportado por los vientos a zonas aledañas, la contaminación de la cuenca media por vertimientos industriales generados por el lavado de tanquetas y vehículos que contienen sustancias químicas inorgánicas como ácidos y compuestos de metales pesados y vertimientos domésticos de comunidades reasentadas. Además, se destaca el uso de agroquímicos en el municipio de Fonseca que podría ser una fuente de contaminación por Cd y Cr.

Las concentraciones de metales obtenidas fueron comparadas con los límites máximos permisibles establecidos por distintas organizaciones (Tabla 4). De manera general, ninguna muestra del tejido muscular de las especies recolectadas en el departamento de La Guajira presentó concentraciones de Cd, Pb, Zn y Cr que superan los límites máximos permitidos para el consumo humano, situación que es similar a lo registrada en otros estudios nacionales (Barros et al. 2016 y Suarez 2017).

Tabla 4

Límite máximo permisible de metales pesados en los músculos de los peces (mg/kg) de acuerdo con las normas internacionales y nacionales.

Organización	Metales pesados				Referencias
	Cd	Pb	Zn	Cr	
FAO/WHO	0.05	0.2	-	-	FAO/WHO (2006)
Comisión Europea (EC)	0.5	0.3	30	-	EC (2014)
Bangladesh	0.25	0.3	50	1	MOFL (2014)
NTC 1443	0.1	0.4	-	-	NTC 1443 (2009)
Ministerio de Salud y Protección Social	0.05	0.3	-	-	Resolución 122 de 2012

Fuente: Autores.

8.3. Comparación de concentraciones encontradas en el músculo con otros estudios

En la Tabla 5 se muestran los resultados de otras investigaciones que reflejan la contaminación por metales pesados en algunas especies ícticas a nivel nacional e internacional, evidenciando la variabilidad de las concentraciones de metales pesados en el músculo de las especies. En ese sentido, las concentraciones de cadmio, plomo y zinc reportadas por Ju et al., (2017) para la especie *Oreochromis sp* fueron hasta 7, 26 y 6 veces mayores a las registradas en el presente estudio, respectivamente. También Arrieta et al. (2015) registraron concentraciones superiores de cadmio, no obstante, se observó una similitud entre la concentración de Cr obtenida en el presente estudio con las halladas por Mokhtar et al. (2009).

Por otra parte, las concentraciones de Cd, Pb y Zn registrada en la especie *Caranx crysos* fueron inferiores a las reportadas por Kalay et al. (1999), Villanueva & Botello (2005) y Gallego et al. (2018a), tanto para esta especie como para organismos del mismo género, sin embargo, las concentraciones de Cr fueron hasta 5 veces superiores a las encontradas por Khaled et al. (2004).

Los contenidos de Cd y Pb presente en la especie *Eugerres plumieri* son inferiores a los reportados por Sánchez & Pájaro (2016), pero los contenidos de Cr fueron superiores a los publicados por Fuentes et al., (2018b) y Villanueva & Botello (2005).

Los niveles de Cr y Zn hallados en la especie *Lutjanus synagris* fueron más elevados que los reportados por otros investigadores (Thiyagarajan et al., 2012, Lemus et al., 2014 y Silva et al., 2016), quienes señalan fuentes de contaminación como las descargas de efluentes domésticos e industriales, las empresas manufactureras y a las pinturas anticorrosivas y antiincrustantes de las embarcaciones. Sin embargo, las concentraciones de Cd y Pb en este estudio fueron inferiores a la de otros estudios, a excepción de las concentraciones de Cd (0.0054 µg/g) reportadas por Barros et al., (2016) las cuales fueron tres veces menores en individuos adquiridos en el

departamento de La Guajira, lo cual indica que posiblemente se está reflejando un problema de bioacumulación de este contaminante en los últimos 3 años.

Los resultados obtenidos para las concentraciones de Cd, Pb, Zn y Cr para la especie *Oreochromis niloticus* fueron menores a los reportados en otras regiones del mundo (Elnabris et al., 2013; Baharom & Ishak, 2015; Vergara & Rodríguez, 2015; Khallaf et al., 2018; Muñoz et al., 2018). No obstante, la concentración de Cd obtenida 0.009 µg/g es similar a la reportada por Sánchez & Pájaro (2016) de 0.010 µg/g.

Para la especie *Prochilodus magdalenae*, las concentraciones de Pb y Cr son menores a las reportadas por otros autores en individuos del mismo género (Schenone et al., 2014; Herrera et al., 2018). También se evidenció que la concentración de Cd del presente estudio (0.008 µg/g) es igual a la presentada por Noreña et al. (2012) en el departamento del Tolima.

Los resultados de la especie *Arius proops* fueron comparados con organismos del mismo género, indicando que las concentraciones obtenidas por Satapathy & Panda (2017) y Fuentes et al. (2018b) para Cd, Pb y Zn son superiores a las obtenidas en el presente estudio. En cambio, la concentración de Cr encontrada fue hasta 4 veces mayor a las reportadas en otros estudios (Velusamy et al., 2014; Suami et al., 2018).

Tabla 5.

Valores de la concentración de metales pesados (Cd, Pb, Zn, Cr) en el tejido muscular de las especies estudiadas comparados con otras investigaciones a nivel nacional e internacional. Los resultados son expresados como M±S: promedio o el rango (mínimo – máximo) en µg/g.

Género	Nombre científico	Localización	Cd	Pb	Zn	Cr	Referencias
Prochilodus	<i>Prochilodus magdalenae</i>	Tolima, Colombia	0.008	1.890	-	-	(Noreña et al., 2012)
		Sincelejo, Colombia	0.014	0.082	0.037	-	(Suarez, 2017)
		Barranquilla, Colombia	0,018	0,178	-	-	(Sánchez & Pájaro, 2016)
		La Guajira, Colombia	0.008 ± 0.003	0.047 ± 0.026	4.648 ± 0.471	0.268 ± 0.169	Este estudio
	<i>Prochilodus lineatus</i>	Lago Chascomús, Argentina	<0.01	1.3	20.8	2.23	(Schenone et al., 2014)
		Barranquilla, Colombia	0.04	0.12	77.1	-	(Herrera et al., 2018)
	<i>Prochilodus Reticulatus</i>	Barranquilla, Colombia	0.03	0.12	76.1	-	(Herrera et al., 2018)
Arius	<i>Arius Bonillai</i>	Ciénaga de Mallorquín, Colombia	0.04±0.02	0.15	11.81	0.39	(Fuentes et al., 2018b)
	<i>Arius latiscutatus</i>	Muanda, República Democrática del Congo	0.00	0.02	6.63	0.16	(Suami et al., 2018)
	<i>Arius Arius</i>	Mumbai Harbor, India	0.02	0.14	43.53	0.18	(Velusamy et al., 2014)
		Dhamra, Odisha, India	0.17	2.56	92.28	11.55	(Satapathy & Panda, 2017)
	<i>Arius proops</i>	La Guajira, Colombia	0.012 ± 0.002	0.018 ± 0.001	4.469 ± 1.157	0.632 ± 0.092	Este estudio
Lutjanus	<i>Lutjanus synagris</i>	Golfo de Paria, Venezuela	2.00	-	-	0.15	(Lemus et al., 2014)
		La Guajira, Colombia	0.0054	0.0634	2.38	-	(Barros et al., 2016)
		Aratu Bay, Bahia, Brasil	-	-	<LOQ	0.20	(Silva et al., 2016)
		La Guajira, Colombia	0.016 ± 0.004	0.021 ± 0.006	3.085 ± 0.355	0.613 ± 0.443	Este estudio
	<i>Lutjanus russelli</i>	Costa sureste de la India	0.04	0.21	2.01 ± 0.88	0.16	(Thiyagarajan et al., 2012)
Caranx	<i>Caranx crysos</i>	Mar Mediterráneo	0.61 – 1.63	4.43 - 750	18.00 - 33.60	-	(Kalay et al., 1999)
		El-Mex Bay, Alexandria, Egipto	0.21	0.89	3.82	0.13	(Khaled et al., 2004)
		Rio Atrato, Golfo de Urabá, Colombia	ND	2.028	-	-	(Gallego et al., 2018a)
		La Guajira, Colombia	0.013 ± 0.004	0.017 ± 0.001	3.672 ± 0.707	0.704 ± 0.140	Este estudio.
	<i>Caranx Latus</i>	Laguna El Yucateco, México	2.68	2.14	-	<0.05	(Villanueva & Botello, 2005)
		Aratu Bay, Bahia, Brasil	-	-	14.5	0.5	(Silva et al., 2016)
Género	Nombre científico	Localización	Cd	Pb	Zn	Cr	Referencias

Caranx	<i>Caranx Hippos</i>	Laguna de San Andrés, México	-	4.4	-	-	(Goldaracena, 2007)
		Ologe lagoon, Lagos lagoon, Nigeria	-	-	3.475	0.225	(Jolaoso et al., 2016)
		Rio Atrato, Golfo de Urabá, Colombia	ND	1.181			(Gallego et al., 2018a)
		Golfo de Urabá, Colombia	0.041	1.30			(Gallego et al., 2018b)
Haemulon	<i>Haemulon plumierii</i>		-	-	-	-	
		La Guajira, Colombia	0.009 ± 0.004	0.020 ± 0.003	3.172 ± 0.624	0.540 ± 0.080	Este estudio
Oreochromis	<i>Oreochromis niloticus</i>	Franja de Gaza, Palestina	-	0.115	7.522	-	(Elnabris et al., 2013)
		Beranang, Selangor, Malasia	0.016	0.053	0.434		(Baharom & Ishak, 2015)
		Vereda Volcán, Paipa, Colombia	-	0.285	-	-	(Vergara & Rodríguez, 2015)
		Barranquilla, Colombia	0.010	0.217	-	-	(Sánchez & Pájaro, 2016)
		Represa de Tenango, Puebla, México	2.06	6.82	-	0.89	(Muñoz et al., 2018)
		Canal Bahr Shebeen, Egipto	ND	1.685	6.176	-	(Khallaf et al., 2018)
		La Guajira, Colombia	0.009 ± 0.003	0.022 ± 0.003	4.226 ± 0.614	0.378 ± 0.132	Este estudio
		Bandar, Estuario de Langat, Malasia	0.015	0.418	1.915	0.712	(Mokhtar et al. 2009)
		Norte de Santander, Colombia	0.117	0.042	3.519	-	(Arrieta et al., 2015)
		Jelevu, Malasia	0.020	0.020	4.0	-	(Low et al., 2015)
Oreochromis	<i>Oreochromis sp</i>	Machala, Ecuador	<0.004	0.21	-	-	(Senior et al., 2016)
		Barranquilla, Colombia	0,020	0.223	-	-	(Sánchez & Pájaro, 2016)
		Costa de Taiwán, China	0.06	0.95	26.2	2.46	(Ju et al., 2017)
		La Guajira, Colombia	0.009 ± 0.003	0.037 ± 0.018	4.024 ± 0.526	0.726 ± 0.164	Este estudio
Eugerres	<i>Eugerres plumieri</i>	Ciénaga de Mallorquín, Colombia	0.05	0.08	2.92	0.17	(Fuentes et al., 2018b)
		Laguna El Yucateco, México	2.86	0.37	-	<0.05	(Villanueva & Botello, 2005)
		Barranquilla, Colombia	0,019	0,176	-	-	(Sánchez & Pájaro, 2016)
		La Guajira, Colombia	0.010 ± 0.004	0.117 ± 0.057	2.990 ± 0.649	0.569 ± 0.462	Este estudio

<LOQ: Límite inferior de cuantificación. ND: No detectado.

Fuente: Autores.

8.4. Evaluación del riesgo potencial

Con base a las encuestas previamente realizadas en el área de estudio, se pudo establecer que la mayoría de las personas encuestadas (20%) consume pescado siete veces a la semana, mientras que el 17% de los encuestados lo hace como mínimo una vez a la semana (Figura 4). También, se registró que el 57.8% de los encuestados manifestó adquirir el pescado por medio de pesca artesanal, el 38.45% mencionó conseguirlo en expendios locales y solo el 3.75% en almacenes de cadena. Cabe destacar que la pesca es la actividad económica mayormente empleada por el encuestado o por sus familias para mantenerse.

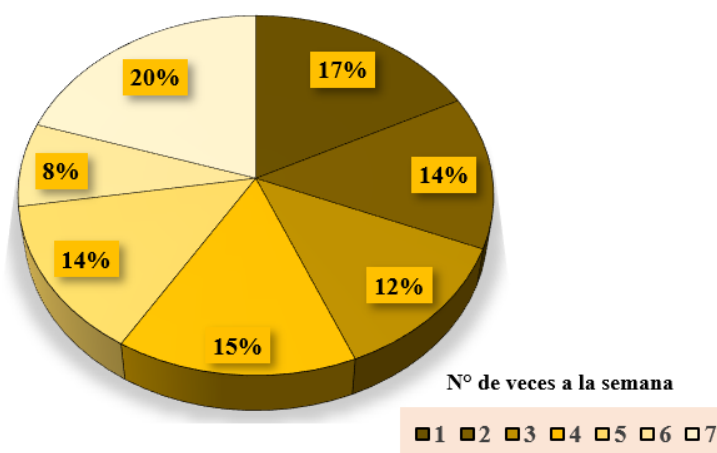


Figura 4. Número de veces a la semana que la población encuestada consume pescado.
Fuente: Autores.

Adicionalmente, se encontró que el bocachico es la especie que se consume con mayor frecuencia dentro de la población encuestada. El 75% señaló preferirlo como primera opción para sus alimentos. A diferencia de esto, el 50% de los encuestados indicó que la mojarra rayada es la especie que consumen con menor frecuencia. Así mismo, en la Tabla 6 se evidencia que, de los individuos estudiados en la presente investigación el bocachico y la mojarra rayada son

quienes presentan mayor y menor consumo promedio de pescado semanal con cantidades de 2452.38 g, y 1471.54 g, respectivamente.

Tabla 6.

Consumo promedio de pescado diario y semanal en población encuestada

Especie		Consumo de pescado	
Nombre científico	Nombre común	g/día	(g/ semana)
<i>Prochilodus magdalenae</i>	Bocachico	350.34	2452.38
<i>Arius proops</i>	bagre de mar	280.86	1966.02
<i>Lutjanus synagris</i>	pargo platero	320.48	2243.36
<i>Caranx crysos</i>	Cojinúa	240.21	1681.47
<i>Haemulon plumieri</i>	boca colorada	222.45	1557.15
<i>Oreochromis niloticus</i>	mojarra lora	250.68	1754.76
<i>Oreochromis sp</i>	Tilapia	228.29	1598.03
<i>Eugerres plumieri</i>	mojarra rayada	210.22	1471.54

Fuente: Autores.

En la Tabla 7, se describen los resultados de la estimación del riesgo del consumo de pescados con contenido de metales pesados y la cantidad de pescado que puede ingerir una persona en un día sin presentarse afectaciones en la salud. El mayor riesgo potencial causado por contenido de Cd y Cr, en las especies estudiadas se presentó en *Lutjanus synagris* con RP= 0.073 y 0.935, respectivamente. Mientras que para los metales Pb y Zn, se evidenció en las especies *Eugerres plumieri* con RP= 0.1 y *Prochilodus magdalenae* con RP= 0.078.

De acuerdo a los metales analizados, el Cr presentó el mayor riesgo potencial para los habitantes presentes en las zonas de estudio. Aunque este riesgo obtenido no superó el límite permitido para las especies ícticas analizadas, obtuvo valores muy cercanos a 1, situación que amerita mayor interés debido a la variabilidad de efectos adversos que podrían desencadenarse sobre la salud humana debido al alto riesgo que presenta. En este sentido, el Cr es considerado por la *International Agency for Research on Cancer*, como carcinógeno del grupo I. Entre las

alteraciones que pueden presentarse en un organismo por la ingesta de este metal son: intercambio de cromátidas hermanas, aberraciones cromosómicas y reacciones cruzadas en la cadena de ADN, además de daños del tracto gastrointestinal y renal (Valko et al., 2006; Cuberos et al., 2009; Nickens et al., 2010; Figgitt et al., 2010).

Por otra parte, el menor riesgo ocasionado por presencia de Cd se registró en la especie *Oreochromis sp* con $RP= 0.029$; para el Pb la especie íctica *Caranx crysos* (con $RP= 0.017$), para el Zn *Eugerres plumieri* (con $RP= 0.030$) y para el Cr *Prochilodus magdalenae* (con $RP= 0.447$). De acuerdo a lo descrito en Lorenzo et al. (2016), estos valores no representan riesgo para la salud humana, puesto que RP no excede el valor de 1, siendo imperceptible la posibilidad de que se materialicen afectos adversos sobre la salud de la población. Adicionalmente, los niveles de exposición (E) obtenidos se compararon con la RfD establecida por US-EPA (2008) (Tabla 1), indicando que no se sobrepasan los límites.

A pesar de que los riesgos de exposición a los metales Cd, Zn y Pb, contenidos en los peces fueron bajos (no sobrepasaron el valor de $RP=1$), cabe destacar que una bioacumulación de estos en el cuerpo humano por prolongados periodos de exposición puede desencadenar diversos daños en el organismo como la alteración de los procesos bioquímicos y fisiológicos (Londoño et al., 2016). A su vez, es importante considerar que, aunque algunos de ellos, como el Zn son esenciales para la dieta debido a sus efectos benéficos sobre la función biológica del ser humano (Gómez & Garns, 2004; López et al., 2010), no obstante, concentraciones elevadas en el organismo podrían ocasionar daños en páncreas, anemia, disfunción renal, entre otros (Agencia para sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades- ATSDR, 2016). Así mismo Barrera & González (2014), indican que el Cd, es un elemento que suele estar presente en alimentos en pequeñas cantidades, sin embargo, su eliminación por el organismo es muy lenta, lo que podría

provocar bioacumulación, generando afectaciones en la salud, principalmente afectación renal, trastornos respiratorios, pérdida de peso, entre otros. A diferencia de estos, el Pb es un elemento altamente tóxico, que incluso en pequeñas concentraciones, causa afectaciones gastrointestinales, debilidad muscular, crisis hemolítica, etc. (Expósito & Hernández, 2014).

Por otro lado, se determinó la cantidad de carne de pescado (Tc) que una persona puede consumir en un día, sin riesgo de presentarse efectos adversos sobre la salud con base en la dosis de referencia (RfD). Al considerar las concentraciones de Cd, Pb y Zn del presente estudio, se pudo obtener que las tasas máximas de consumo se presentaron en las especies *Prochilodus magdalenae* (8750 g/día), *Caranx crysos* (14 411.76 g/día), *Eugerres plumieri* (7023.41 g/día), respectivamente.

Por último, las tasas de consumo calculadas con base a las concentraciones de Cr fueron las más bajas, evidenciándose que el consumo de las especies *Oreochromis sp* y *Caranx crysos* no deben superar los 289.26 y 298.3 g para evitar problemas a la salud humana, lo cual conlleva a la necesidad de establecer recomendaciones sobre el consumo de pescado en el área de estudio, tales como: generar campañas de socialización sobre el consumo de especies ícticas que por la bioacumulación de metales peligrosos como los estudiados podrían acarrear problemas de salud en un mediano o largo plazo, la variación del consumo de las especies ícticas por otras que presenten concentraciones de Cr en menores proporciones y que provengan de humedales no contaminados.

Tabla 7.

Estimación del riesgo potencial en la población de los municipios de Fonseca, Distracción, Mayapo y Riohacha del departamento de La Guajira por consumo de peces contaminados por Cd, Pb, Zn y Cr.

Especie	Población											
	E				RP				Tc			
	Cd	Pb	Zn	Cr	Cd	Pb	Zn	Cr	Cd	Pb	Zn	Cr
<i>Prochilodus magdalenae</i>	0.040	0.235	23.263	1.341	0.040	0.067	0.078	0.447	8750	5212.77	4518.07	783.58
<i>Arius proops</i>	0.048	0.072	17.931	2.536	0.048	0.021	0.060	0.845	5833.33	13611.11	4699.04	332.28
<i>Lutjanus synagris</i>	0.073	0.096	14.124	2.806	0.073	0.027	0.047	0.935	4375	11666.67	6807.13	342.58
<i>Caranx crysos</i>	0.045	0.058	12.601	2.416	0.045	0.017	0.042	0.805	5384.62	14411.76	5718.95	298.3
<i>Haemulon plumieri</i>	0.035	0.064	10.080	1.716	0.035	0.018	0.034	0.572	6363.64	12250	6620.43	388.89
<i>Oreochromis niloticus</i>	0.032	0.079	15.134	1.354	0.032	0.023	0.050	0.451	7777.78	11136.36	4969.24	555.56
<i>Oreochromis sp</i>	0.029	0.121	13.123	2.368	0.029	0.034	0.044	0.789	7777.78	6621.62	5218.69	289.26
<i>Eugerres plumieri</i>	0.030	0.351	8.979	1.709	0.030	0.100	0.030	0.570	7000	2094.02	7023.41	369.07

Fuente: Autores.

9. Conclusiones

Todos los especímenes presentaron concentraciones de los metales analizados (Cd, Pb, Zn y Cr). En orden decreciente, los resultados indican que los metales que presentaron mayores concentraciones fue el Zn en la especie *Prochilodus magdalenae* (4.648 µg/g) y el Cr en la especie *Oreochromis sp* (0.726 µg/g). En cambio, el Cd presentó la concentración más baja en la especie *Prochilodus magdalenae* (0.008 µg/g).

Con respecto a los límites máximos permitidos para cada metal por distintas organizaciones nacionales e internacionales, ninguna muestra superó los valores establecidos. No obstante, a nivel nacional no se evidenció un valor máximo permisible para el Cr, lo cual resulta alarmante teniendo en cuenta el riesgo potencial calculado para la especie *Lutjanus synagris*.

El mayor riesgo potencial fue determinado para el Cr en la especie *Lutjanus synagris* con RP= 0.935, valor que es muy cercano a 1. Por lo anterior, un aumento en las cantidades de consumo de esta especie puede generar efectos adversos en los habitantes de la zona de estudio como reacciones alérgicas, erupciones cutáneas, debilitamiento del sistema inmune, daño en los riñones e hígado, problemas respiratorios, alteración del material genético, malestar de estómago y úlceras, cáncer de pulmón y estómago y muerte.

Teniendo en cuenta los niveles encontrados de Cd, Pb y Zn en las especies ícticas estudiadas, las mayores cantidades de carne de pescado que pueden ser consumidas sin generar efectos adversos a la salud corresponden a 8750 g/día (*Prochilodus magdalenae*), 14411.76 g/día (*Caranx crysos*) y 7023.41 g/día (*Eugerres plumieri*), respectivamente. En cambio, por las altas concentraciones de Cr se recomienda que las tasas de consumo no deberían exceder los 289.26 g/día para la especie *Oreochromis sp* y 298.3 g/día para la especie *Caranx crysos*.

10. Recomendaciones

A partir de los resultados obtenidos de las concentraciones de Cd, Pb, Zn y Cr y el riesgo que estas representan para la salud humana, se recomienda promover el consumo y comercialización moderado de dichas especies en la región debido a las características de biomagnificación y bioacumulación propias de los metales pesados.

Además, se considera necesario que las autoridades ambientales realicen monitoreos de manera continua que permitan verificar el estado de las concentraciones de estos y otros metales pesados teniendo en cuenta las épocas secas y lluviosas del año.

Por último, también se requieren investigaciones donde se analicen los mecanismos fisiológicos, particularmente de bioacumulación y eliminación de metales pesados en las especies objetos de estudio, debido a su importancia en los ecosistemas y porque tienen alta frecuencia de consumo en el departamento de La Guajira.

11. Referencias

- Aguirre. A. & Díaz. S. (2000). Population structure, gonadal maturity and feeding habits of *Eugerres plumieri* (Gerreidae) in the Pom-Atasta fluvial-deltaic system, Mexico. *Ciencias Marinas*. 26(2). 253-273.
- Acero. P. A. (2002). Order Siluriformes-Ariidae. The living marine resources of the western central Atlantic. FAO. Rome. 831-852.
- Agencia para sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades [ATSDR]. (2016). Resúmenes de Salud Pública - Cinc (Zinc). Recuperado de:
https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs60.html
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR] (2007). ToxFAQs™ sobre el plomo. Recuperado de: https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts13.pdf
- Aguilar. A. & Pérez. R. H. (2008). La contaminación agrícola del agua en México: retos y perspectivas. *Problemas del desarrollo*. 39(153). 205-215.
- Al-Busaidi. M., Yesudhasan. P., Al-Mughairi. S., Al-Rahbi. W. A. K., Al-Harthy. K. S., Al-Mazrooei. N. A. & Al-Habsi. S. H. (2011). Toxic metals in commercial marine fish in Oman with reference to national and international standards. *Chemosphere*. 85(1). 67-73.
- Alvarado. A., Blanco. R., & Mora. E. (2002). El cromo como elemento esencial en los humanos. *Rev. costarric. cienc. méd.* 23(1-2).
- Álvarez. L. (2006). Pesca y acuicultura Colombia. Corporación Colombia Internacional [CCI]. Recuperado de: http://cpps.dyndns.info/cpps-docs-web/planaccion/biblioteca/pordinario/Proceso%20Ordinario/Fisheries/INCODER2006_InformePescaAcuicultura.pdf

Arce. O. (2005). Contaminantes peligrosos en el agua. Facultad de Ciencias y Tecnología.

Universidad de San Simón. Informe. Bolivia.

Argota. G., González. Y., Argota. H., Fimia. R. & Iannacone. J. (2012). Desarrollo y

bioacumulación de metales pesados en *Gambusia punctata* (Poeciliidae) ante los efectos de la contaminación acuática. REDVET. 13(05B).

Argumedo. C. & Deluque. H. (2015). Niveles y distribución de metales pesados en el agua de la zona de playa de Riohacha. La Guajira. Colombia. Revista de Investigación Agraria Y Ambiental. 6(1). 123-131.

Arias. M., Jiménez. L. F. & Dorado. M. D. P. (2010). Larval development of *Prochilodus magdalenae* (steindachner. 1879) (pisces: prochilodontidae). Magdalena river. Colombia. *Actualidades Biológicas*. 32(93). 199-208.

Arrieta. A. S., Corredor. W. & Vera. J. M. R. (2015). Valoración y cuantificación de metales pesados en carne de cerdo, pescado, pollo y res comercializados en pamplona norte de santander. @ *limentech. Ciencia y Tecnología Alimentaria*. 13(2). 163-171.

Arulkumar. A., Paramasivam. S. & Rajaram. R. (2017). Toxic heavy metals in commercially important food fishes collected from Palk Bay, Southeastern India. *Marine pollution bulletin*. 119(1). 454-459.

Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca [AUNAP] – Universidad del Magdalena. (2013).

Tallas mínimas de captura para el aprovechamiento sostenible de las principales especies de peces, crustáceos y moluscos comerciales de Colombia. Convenio 058 de 2013.

- Atencio. V., Kerguelén. E., Naar. E. & Petro. R. (2013). Desempeño reproductivo del bocachico *Prochilodus magdalenae* inducido dos veces en un mismo año. *Revista MVZ Córdoba*. 18(1).
- Azcona. M. I., Ramírez R. & Vicente. G. (2015). Efectos tóxicos del plomo. *Revista de Especialidades Médico-Quirúrgicas*. 20(1).
- Baharom. Z. S. & Ishak. M. Y. (2015). Determination of heavy metal accumulation in fish species in Galas River. Kelantan and Beranang mining pool. Selangor. *Procedia Environmental Sciences*. 30. 320-325.
- Bailey. L. (2016). The Online Guide to the Animals of Trinidad and Tobago. University of the West Indies. Recuperado de:
https://sta.uwi.edu/fst/lifesciences/sites/default/files/lifesciences/documents/ogatt/Haemulon_plumieri%20-%20White%20Grunt.pdf
- Baki. M. A., Hossain. M. M., Akter. J., Quraishi. S. B., Shojib. M. F. H., Ullah. A. A. & Khan. M. F. (2018). Concentration of heavy metals in seafood (fishes, shrimp, lobster and crabs) and human health assessment in Saint Martin Island. Bangladesh. *Ecotoxicology and environmental safety*. 159. 153-163.
- Barbarán. E. & Vela. D. (2016). El zinc: un elemento esencial para la vida. *Agenda Viva*. (1). 14-19.
- Barrera. E. A. L. & Gonzalez. R. G. B. (2014). ¿ peces con metales tóxicos en nuestra mesa?. *La Timonera*. 56-59.

- Barros. O. (2016). Evaluación de los niveles y distribución espacial de metales pesados en zonas de playas turísticas de La Guajira (Tesis Doctoral). Sistema De Universidades Estatales Del Caribe-Sur.
- Barros. O., Doria. C. & Marrugo. J. (2016). Metales pesados (Pb. Cd. Ni. Zn. Hg) en tejidos de *Lutjanus synagris* y *Lutjanus vivanus* de la Costa de La Guajira. Norte de Colombia. *Veterinaria y Zootecnia*. 10(2). 27-41.
- Barros. O. (2017). Evaluación de los Niveles y Distribución Espacial de Metales Pesados en Zonas de Playas Turísticas de la Guajira. (Tesis Doctoral). Universidad de la Guajira. Colombia.
- Battelle and Exponent. (2000). Guide for incorporating Bioavailability Adjustments into Human Health and Ecological Risk Assessments at U. S. Navy and Marine Corps Facilities. Part 2: technical background document for assessing metals bioavailability. Port Hueneme. CA: Naval Facilities Engineering Command.
- Blas. C., Martínez. J., Morquecho. M. & Gallardo. A. (2017). Ecomorfología alimentaria de dos especies de carángidos *Caranx hippos* y *Caranx crysos* (carangiformes: carangidae) de la Costa de Veracruz. Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar.
- Beltrán. M. & Gómez. A. (2015). Metales pesados (Cd. Cr y Hg): su impacto en el ambiente y posibles estrategias biotecnológicas para su remediación. *Revista I3*. 2(2). 82–112.
- Beltrán. S & Pantoja. T. (2006). Feeding habits of *Sotalia fluviatilis* in the Amazonian Estuary. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. 28(4).

- Bello. O., Naidu. R., Rahman. M. M., Liu. Y. & Dong. Z. (2016). Lead concentration in the blood of the general population living near a lead–zinc mine site. Nigeria: Exposure pathways. *Science of the Total Environment*. 542. 908–914.
- Beveridge. M. & McAndrew. B. (2001). *Tilapias: biology and exploitation*. Londres: Kluwer Academic Publishers Fish and Fisheries. p. 505.
- Bolan. S., Kunhikrishnan. A., Seshadri. B., Choppala. G., Naidu. R., Bolan. N. S. & Kirkham. M. (2017). Sources. distribution. bioavailability. toxicity. and risk assessment of heavy metal(loid)s in complementary medicines. *Environment International*. 108. 103–118.
- Bone. Q. & Moore. R. (2008). *Biology of fishes*. Taylor & Francis. 3 ed. 478pp.
- Brooke. D. N. & Crookes. M. J. (2007). Review of bioaccumulation models for use in environmental standards. Environment Agency Science Report—SC030197/SR1. Environment Agency. Bristol UK.
- Bussing. W.A. (1998). *Peces de las aguas continentales de Costa Rica [Freshwater fishes of Costa Rica]*. San José Costa Rica: Editorial de la Universidad de Costa Rica. 2 ed. 468pp.
- Cámara. F & Amaro. M. A. (2003). Nutritional aspect of zinc availability. *International Journal of Food Sciences and Nutrition*. 54(2):143-151.
- Castañé. P. M., Topalián. M. L., Cordero. R. R. & Salibián. A. (2003). Influencia de la especiación de los metales pesados en medio acuático como determinante de su toxicidad. *Revista de Toxicología*. 20(1).
- Chen. C. Y., Stemberger. R. S., Klaue. B., Blum. J. D., Pickhardt. P. C. & Folt. C. L. (2000). Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of

- lakes. Limnology and Oceanography. 45(7). 1525-1536.
- Commission Regulation (EU). 2014. No 488/2014 of 12 May 2014 Amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels of cadmium in foodstuffs.
- Crompton. TR. (1997). Toxicants in aqueous ecosystems. Chester (England): John WileySons.
- Contreras. J., Leticia. C. & Gómez. A. (2003). Determinación de Metales y Sedimentos del río Haina. Santo Domingo. Ciencia y Sociedad. 29(1). 38-71.
- Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca – CAR. (2017). Plan de prevención. control y manejo de la tilapia del nilo (*Oreochromis niloticus*) en la jurisdicción CAR CUNDINAMARCA.
- Corrales. D. (2013). Estudio del contenido de metales pesados en dos especies de peces de la zona costera de Montevideo. Uruguay. (Tesis de pregrado). Universidad de la República Uruguay.
- Coto. J. Ó. (2015). Estudios de Bioacumulación de un metal de interés en contaminación ambiental (plomo) en larvas de lubina de gran valor comercial. (Tesis de pregrado). Universidad de Cádiz. España.
- Cousillas. A. (2007). Contaminación del agua. Antroproyecto avanzado muelle multipropocito.
- Cuberos. E., Rodriguez. A. I. & Prieto. E. (2009). Niveles de cromo y alteraciones de salud en una población expuesta a las actividades de curtiembres en Bogotá. Colombia. Revista de Salud Pública. 11. 278-289.

- Del Gaiso. F. (2014). Contaminación por plomo en niños de las villas de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- De la Guardia. O., Ustáriz. C., García. M. D. & Morera. L. (2011). Algunas aplicaciones clínicas del zinc y su acción sobre el sistema inmune. *Revista Cubana de Hematología. Inmunología y Hemoterapia*. 27(4). 367-381.
- Díaz. J. A. (2001). Bioacumulación de metales pesados en macromicetos comestibles. repercusiones toxicológicas y estudios de biorrecuperación (Tesis Doctoral). Universidad de Santiago de Compostela.
- Díaz. N., & Pérez. J. N. (2007). Metodología para evaluar el impacto de la maquinaria agrícola sobre los recursos naturales del medio ambiente. *Ciencias Holguín*. 13(2).
- Doncel. O. & Paramo. J. (2010). Hábitos alimenticios del pargo rayado. *Lutjanus synagris* (Perciformes: Lutjanidae). en la zona norte del Caribe colombiano. *Latin american journal of aquatic research*. 38(3). 413-426.
- Durán. E., Cárcamo. R. R., Ballesteros. O. D. & Lerma. D. E. (2014). Comercialización de pescado en las principales plazas de mercado de montería. colombia. *Temas agrarios*. 19(1). 5.
- Elnabris. K. J., Muzyed. S. K. & El-Ashgar. N. M. (2013). Heavy metal concentrations in some commercially important fishes and their contribution to heavy metals exposure in Palestinian people of Gaza Strip (Palestine). *Journal of the Association of Arab Universities for Basic and Applied Sciences*. 13(1). 44-51.

- Escobar. O. (2011). Bioacumulación y Biomagnificación de mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la Costa Occidental de Baja California Sur. México (Tesis Doctoral) Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Expósito. I. C. & Hernández. M. V. (2014). Lead and its health effects. *Acta Médica del Centro*. 8(3). 141-148.
- Ferré. N., Schuhmacher. M., Llobet. J. & Domingo. J. (2007). Metales pesados y salud. *Mapfre Seguridad*. 108(4). 50-58.
- Ferrer. A. (2003). Intoxicación por metales. *Anales del sistema sanitario de Navarra*. 26, 141-153.
- Figgitt. M., Newson. R., Leslie. I., Fisher. J., Ingham. E. & Case. C. (2010). The genotoxicity of physiological concentrations of chromium (Cr (III) and Cr (VI)) and cobalt (Co(II)): An in vitro study. *Mutation Research* 688. 53–61.
- Food and Agricultural Organization [FAO]. (1983). Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. *FAO Fish. Circ.* vol. 464.
- Food and Agricultural Organization & World Health Organization. [FAO/WHO]. (1989). Evaluation of certain food additives and the contaminants mercury, lead and cadmium; 1989. WHO Technical Report Series No. 505.
- Food and Agricultural Organization & World Health Organization. [FAO/WHO]. (2006). Food and Agriculture Organization/World Health Organization. Codex Committee on Food Additives and Contaminants. 38th session The Hague. Netherlands. 24-28 April de 2006 Accessed ftp://ftp.fao.org/codex/Meetings/CCFAC/ccfac38/fa38_18s.pdf.

- Forero. D. C. G. & Gaitán. J. D. (2010). Evaluación financiera y ambiental de una piscicultura de pargo rayado *Lutjanus synagris* en el Caribe colombiano. *Intropica*. 19-28.
- Franks. J. S. & VanderKooy. K. E. (2000). Feeding habits of juvenile lane snapper *Lutjanus synagris* from Mississippi coastal waters. with comments on the diet of gray snapper *Lutjanus griseus*. *Gulf and Caribbean Research*. 12(1). 11-17.
- Fuentes. F. (2014). Determinación de metales pesados (Cu. Zn. Cr. Ni. Pb. Cd y Hg) en especies ícticas de la ciénaga de mallorquín y riesgo potencial para la salud humana. Universidad del Atlántico.
- Fuentes. F., Pinedo. J., Marrugo. J. & Díez. S. (2018a). Human health impacts of exposure to metals through extreme consumption of fish from the Colombian Caribbean Sea. *Environmental geochemistry and health*. 40(1). 229-242.
- Fuentes F., Pinedo. J. & Marrugo. J. (2018b). Metales pesados en especies ícticas de la ciénaga de Mallorquín. Colombia. *Espacios* 39(3): 1-12.
- Gallego Ríos. S. E., Ramírez. C. M., López. B. E., Macías. S. M., Leal. J. & Velásquez. C. M. (2018a). Evaluation of Mercury. Lead. Arsenic. and Cadmium in Some Species of Fish in the Atrato River Delta. Gulf of Urabá. Colombian Caribbean. *Water. air. and soil pollution*. 229(8). 275.
- Gallego. S., Ramírez. C., López. B. & Velásquez. C. (2018b). Evaluation of mercury. lead. and cadmium in the waste material of crevalle jack fish from the Gulf of Urabá. Colombian Caribbean. as a possible raw material in the production of sub-products. *Environmental Monitoring and Assessment*. 190(3).

- García. J. P. (2002). Estado actual de la contaminación por metales pesados y pesticidas organoclorados en el Parque Natural de Monfragüe.
- García. M., Múñera. L., Cuenca. T., Giraldo. F., Llorente. A. & Álvarez. P. (2016). *Informe especial. Minería. conflictos agrarios y ambientales en el sur de La Guajira*. CINEP/PPP. Bogotá. Colombia.
- Gassman. J. & Rojas. H. L. (2017). Dinámica poblacional y explotación de la mojarra Eugerres plumieri en el Parque Nacional Laguna de Tacarigua. Venezuela. *Ciencia*. 23(4).
- Gilmore. R. G. & Vero. J. (2013). *Mojarras*. Greenfield. University of Hawaii. USA.
- Recuperado de: <http://www.fao.org/3/y4162e/y4162e16.pdf>
- Goldaracena. C. (2007). *Metales pesados en organismos acuáticos en dos lagunas costeras del sur de Tamaulipas y norte de Veracruz*. Instituto Politécnico Nacional.
- Gómez. A. & Garns. P. M. (2004). Papel del cromo y del cinc en el metabolismo de la insulina. *Revista Médica Del Instituto Mexicano Del Seguro Social*. 42(4). 342-352.
- Gómez. J. A., Picazo. A. J. & Martínez. E. R. (2008). Agricultura. desarrollo rural y sostenibilidad medioambiental. CIRIEC-España. revista de economía pública. social y cooperativa. (61).
- Gómez. M. A., Granados. K., Padilla. C., López. M. & Núñez. G. (2011). Edad y crecimiento del híbrido de tilapia *Oreochromis niloticus* x *Oreochromis aureus* (Perciformes: Cichlidae) en la represa Zimapán. Hidalgo. México. *Revista de Biología Tropical*.
- Gómez. D & Saldaña. K. (2016). *Estado del arte sobre la exposición al cromo en trabajadores del sector de artes gráficas*. (tesis de especialización). Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. Colombia.

- Gómez. P. G. (2017). *Identificación de stocks de pargo rayado. Lutjanus synagris (Linnaeus. 1758) en el área norte del Caribe Colombiano* (Tesis de licenciatura). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.
- González. E. & Borjas. J. (2003). Presencia del bagre Blanco Arius Proops (Pisces: Ariidae) en el Lago de Maracaibo. Venezuela. Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas. 37(2).
- González. E., González. E., Bedolla. C., Arrollo. E. L. & Manzanares. E. (2008). Niveles de plomo en sangre y factores de riesgo por envenenamiento de plomo en niños mexicanos. Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia. (43).
- Gupta. A., Rai. D., Pandey. R. & Sharma. B. (2009). Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediments and fish from river Ganges at Allahabad. Environ. Monit. Assess. 157. 449–458.
- Health Canada. (2003). Canadian Handbook on Health Impact Assessment Volume 3: The Multidisciplinary Team. Version 1.1. October 3. 2003. 22p.
- Hernández. J. (2014). Riesgo toxicológico en personas expuestas. a suelos y vegetales. con posibles concentraciones de metales pesados. en el sur del Atlántico.
- Hernández. O. D., Castro. F. & Páez. M. (2013). Bioacumulación de mercurio en larvas de anuros en la zona afectada por la minería de oro en el río Dagua. Buenaventura. Valle del Cauca. Colombia. Acta Biológica Colombiana. 18(2). 341-348.
- Herrera. J. C., Romero. G., Calderón. S., Ordóñez. D. A., Álvarez. A., Sanchez. L. & Ludeña. C. E. (2015). Impactos económicos del cambio climático en Colombia: sector pesquero.

Herrera. C., Fuentes. F., Zambrano. A., Higueta. F. B., Hernández. J. P. & Marrugo. J. (2018).

Health Risks Associated with Heavy Metals in Imported Fish in a Coastal City in Colombia. *Biological trace element research*. 1-9.

Hidalgo, J. (2017). *Método para cuantificar V, Ni, Zn y Fe en muestras de asfalto original por espectroscopía de absorción atómica*. (Tesis de licenciatura). Universidad de Costa Rica.

Ho. E. (2013). Centro de Información de Micronutrientes: Zinc. Oregon State University.

Recuperado de: <https://lpi.oregonstate.edu/es/mic/minerales/zinc#seguridad>

Hülya. K. & Erhan. Ü. (2007). Heavy Metal Concentrations in Water. Sediment. Fish and Some Benthic Organisms from Tigris River. Turkey. *Environ Monit Assess*. 131. 323-337.

Hurtado. P. A., Morales. M. C. & Díaz. D. C. (2014). Perfil de importaciones de Colombia desde Canadá. (Trabajo de Grado) Universidad del Rosario. Bogotá.

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras [INVEMAR]. (2001). Report of the state of marine and coastal environments in Colombia: 2000. Series of general documents. Santa Marta. pp. 138.

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras [INVEMAR]. (2017). Diagnóstico y Evaluación de la Calidad de las Aguas Marinas y Costeras del Caribe y Pacífico Colombianos 2016. Informe Técnico RedCAM. (4). 260.

Instituto de Salud Pública. (2005). El pescado en la dieta. Nutrición y Salud. España. Recuperado de: http://www.nutricion.org/publicaciones/pdf/el_pescado.pdf

Instituto Nacional de Vigilancia de Medicamentos y Alimentos [INVIMA]. (2017). Informe de

resultados del plan nacional subsectorial de vigilancia y control de mercurio total en atún enlatado durante el período 2015-2016.

- Jolaoso. A. O., Njoku. K. L., Akinola. M. O., Adesuyi. A. A. & Adedokun. A. H. (2016). Heavy metal analyses and nutritional composition of raw and smoked fishes from Ologe and Lagos Lagoon. Lagos. Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*. 20(2). 277-285.
- Ju. Y. R., Chen. C. W., Chen. C. F., Chuang. X. Y. & Dong. C. D. (2017). Assessment of heavy metals in aquaculture fishes collected from southwest coast of Taiwan and human consumption risk. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 124. 314-325.
- Kalay. M., Ay. Ö. & Canli. M. (1999). Heavy metal concentrations in fish tissues from the Northeast Mediterranean Sea. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 63(5). 673-681.
- Kadar I., Koncz J. & Fekete S. (2001). Experimental study of Cd. Hg. Mo. Pb and Semovement in soil-plant-animal systems. 43(3):185-90.
- Khaled. A. (2004). Heavy metals concentrations in certain tissues of five commercially important fishes from El-Mex Bay. Alexandria. Egypt.
- Khallaf. E. A., Authman. M. M. N. & Alne-Na-Ei. A. A. (2018). Contamination and Ecological Hazard Assessment of Heavy Metals in Freshwater Sediments and *Oreochromis niloticus* (Linnaeus. 1758) Fish Muscles in a Nile River Canal in Egypt. *Environmental science and pollution research international*. 25(14). 13796.

- Karadede. H., Oymak. S. A. & Ünlü. E. (2004). Heavy metals in mullet. *Liza abu*. and catfish. *Silurus triostegus*. from the Atatürk Dam Lake (Euphrates). Turkey. *Environment International*. 30(2). 183-188.
- Lara. M., Olvera. M. A., Guzmán. B. E. & López. W. (2003). Use of the bacteria *Streptococcus faecium* and *Lactobacillus acidophilus*. and the yeast *Saccharomyces cerevisiae* as growth promoters in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture*. 216(1-4). 193-201.
- Lasso. C. & Morales. M. (2011). Catálogo de los Recursos Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Recuperado de:
<https://www.elacuario.org/sites/default/files/sites/default/files/archivos/Catalogo%20de%20recursos%20pesqueros%20continentales%20de%20Colombia.pdf>
- Lawson. E. O., Doseku. P. A., Ajepe. R. G. & Adetiloye. R. O. (2013). Some Biological Aspects of Crevale Jack. *Caranx hippos* (Linnaeus. 1766) from Majidun Creek. Lagos. Nigeria. *European Journal of Biological Sciences*. 5(3). 90-98.
- Lemus. M., Castañeda. J. & Chung. K. (2014). Heavy metals in fish and invertebrates from the Gulf of Paria. Venezuela. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 30(2).
- Lindeman. K., Anderson. W., Claro. R., Cowan. J., Padovani-Ferreira. B., Rocha. L.A. & Sedberry. G. (2016). *Haemulon plumierii*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016. Recuperado de:
<https://www.iucnredlist.org/species/190132/1941346#habitat-ecology>

- Liu. J., Cao. L., Huang. W., Zhang. C. & Dou. S. (2014). Zinc and copper bioaccumulation in fish from Laizhou Bay. the Bohai Sea. *Chinese journal of oceanology and limnology*. 32(3). 491-502.
- Liu. Y., Du. Q., Wang. Q., Yu. H., Liu. J., Tian. Y. & Lei. J. (2017). Causal inference between bioavailability of heavy metals and environmental factors in a large-scale region. *Environmental Pollution*. 226. 370–378.
- Londoño. L., Londoño. P. & Muñoz. F. (2016). Los Riesgos De Los Metales Pesados En La Salud Humana Y Animal. *Biotecnología En El Sector Agropecuario Y Agroindustrial*. 14(2). 145-153.
- López. B. R. & Cruz. L.A. (2011). *Elaboración de un probiótico a base de microorganismos nativos y evaluación de su efecto benéfico al proceso digestivo de la tilapia roja (Oreochromis spp.) en etapa de engorde en la zona de Santo Domingo* (Tesis pregrado). Santo Domingo/ESPE-IASA II/2011.
- López. D., Castillo. C. & Diazgranados. D. (2010). El zinc en la salud humana-1. *Revista chilena de nutrición*. 37(2). 234-239.
- López. E. A. & Barragán. R. G. (2014). ¿Peces con metales tóxicos en nuestra mesa?. *La Timonera*. 56-59.
- Lorenzo. H., Torres. A., Barba. E., Ilizaliturri. C. A., Martínez. R. I., Morales. J. J. & Sánchez. I. (2016). Estimación de riesgo de exposición a metales pesados por consumo de plecos (*Pterygoplichthys spp.*) en infantes de comunidades ribereñas de los ríos Grijalva y Usumacinta. México. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 32(2). 153-164.

- Low. K. H., Zain. S. M., Abas. M. R., Salleh. K. M. & Teo. Y. Y. (2015). Distribution and health risk assessment of trace metals in freshwater tilapia from three different aquaculture sites in Jelebu Region (Malaysia). *Food chemistry*. 177. 390-396.
- Luchini. L. (2010). Beneficios nutricionales y de salud del producto “pescado”. Dirección de Acuicultura.
- Machado. L. G., Ospina. J. H., Henao. N. A. & Marín. F. D. (2010). Problemática ambiental ocasionada por el mercurio proveniente de la minería aurífera tradicional. en el corregimiento de Providencia. Antioquia.
- Maldonado. E., López. U., Salinas. R., González. N., Cuenca. C., Jiménez. R. & Hernández. J. (2015). Contenido de metales pesados en músculo de pez diablo *Pterygoplichthys pardalis*. *Rev. Iberoam. Ciencias*. 2(1). 1-7.
- Mancera. N. J. & Álvarez. R. (2006). Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*. 11(1). 3-23.
- Méndez. J. P., Ramírez. C. A. G., Gutiérrez. A. D. R. & García. F. P. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 10(1). 29-44.
- Ministerio de salud y Protección social. (2012). Resolución 122 del 2012. Disponible en: <https://www.invima.gov.co/normatividad-sp-510373846/alimentos/resoluciones-alimentos/resoluciones-2012/2798-resolucion-122-enero-262012.html>
- Ministry of Fisheries and Livestock [MOFL]. (2014). SRO no. 233/Ayen. Bangladesh Gazette.

- Mogollón. A. V. & Torres. J. A. (2018). Evaluación del Crecimiento de Alevinos de bocachico (*Prochilodus Magdalenae*) Alimentados con *Saccharomyces Cerevisiae* como Potencial Probiótico
- Mojica. J. I., Usma. J.S., Álvarez. R. & Lasso. C.A. (Eds). (2012). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia. WWF Colombia y Universidad de Manizales. Bogotá. D. C.. Colombia. 319 pp.
- Mokhtar. M. B., Aris. A. Z., Munusamy. V. & Praveena. S. M. (2009). Assessment level of heavy metals in *Penaeus monodon* and *Oreochromis* spp. in selected aquaculture ponds of high densities development area. European Journal of Scientific Research. 30(3). 348-360.
- Montoya. N. P. M., Casas. P. A. & Wandurraga. C. C. (2010). Plomo, cromo III y cromo VI y sus efectos sobre la salud humana. Ciencia y Tecnología para la Salud Visual y Ocular. 8(1). 77-88.
- Murie. D.J. & Parkyn. D.C. (2005). Age and growth of white grunt (*Haemulon plumieri*): A comparison of two populations along the west coast of Florida. Bulletin of Marine Science. 76: 73-93.
- Muñoz. A., Rodríguez. J. E., Lagarto. A., Núñez. R., Apan. G. & Manuel. J. (2014). Diseño de formulación de sulfato de cinc 10 mg Zn²⁺/5 mL solución oral para uso pediátrico. Revista Cubana de Farmacia. 48(2). 184-190.

- Muñoz-Nájera. M. A., Barrera-Escorcía. G., Ramírez-Romero. P., Tapia-Silva. F. O. & Rosas-Cedillo. R. (2018). Heavy metal bioaccumulation in *Oreochromis niloticus* from Tenango Dam. Puebla. Mexico. *Environmental monitoring and assessment*. 190(5). 280.
- Naidu. R., Semple. K. T., Megharaj. M., Juhasz. A. L., Bolan. N. S., Gupta. S. K. & Schulin. R. (2008). Chapter 3 Bioavailability: Definition. assessment and implications for risk assessment. *Developments in Soil Science*. 32. 39–51.
- Nava. C. & Méndez. M.. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio. plomo. arsénico y talio). *Archivos de Neurociencias*. 16(3). pp.140–147.
- Nickens. K.P., Patierno. S.R. & Ceryak. S. (2010). Chromium genotoxicity: a double-edged sword. *Chem. Biol. Interact*. 188. 276–288.
- Niño. H. (1984). *Inventario de Recursos Hídricos Superficiales: Evaluación del Rendimiento Hídrico*. Departamento de la Guajira.
- Nordberg. M., Templeton. D. M., Andersen. O. & Duffus. J. H. (2009). Glossary of terms used in Ecotoxicology (IUPAC Recommendations 2009). *Pure and Applied Chemistry*. 81(5). 829-970.
- Noreña. R. D. A., Arnes. T. A. M., Murillo. P. E. I., Guio. D. A. J. & Mendez. A. J. J. (2012). Heavy metals (Cd. Pb and Ni) in fish species commercially important from Magdalena river. Tolima tract. Colombia. *Revista Tumbaga*. 7. 61-76.
- Norma Técnica Colombiana NTC 1443. Tercera actualización. (2009). Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC).

Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial [ONUDI]. (2014). Desarrollo Industrial Sostenible e Inclusivo. Recuperado de:

https://www.unido.org/sites/default/files/2014-05/ISID-Brochure_es-LowRes_0.pdf

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO]. (2019).

Programa de información de especies acuáticas *Oreochromis niloticus* (Linnaeus. 1758).

Recuperado de: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Oreochromis_niloticus/es

Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2018). Intoxicación por Plomo y Salud. Recuperado de: <http://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico [OCDE]. (2016). Pesca y acuicultura en Colombia. Recuperado de:

https://www.oecd.org/tad/fisheries/Fisheries_Colombia_SPA_rev.pdf

Ortega. M. (2014). Niveles de plomo y mercurio en muestras de carne de pescado importado y local. *Pediatría*. 47(3). 51-54.

Pabón. J. D., Eslava. J. A. & Gómez. R. E. (2001). Generalidades de la distribución espacial y temporal de la temperatura del aire y de la precipitación en Colombia. *Meteorología colombiana*. 4. 47-59.

Panebianco. M. V. (2011). Análisis de los niveles de metales pesados (Pb. Cu. Cr. Zn. Ni y Cd) y aspectos reproductivos del delfín franciscana (*Pontoporia blainvillei*) (Tesis Doctoral). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

Parra. J. & Espinosa. L. (2008). distribución de metales pesados (Pb. Cd Y Zn) en perfiles de sedimento asociado a *Rhizophora Mangle* en el Río Sevilla - Ciénaga Grande de Santa

- Marta. Colombia. Boletín de Investigaciones Marinas Y Costeras. 37(1). 95–110.
- Pernía. B., De Sousa. A., Reyes. R. & Castrillo. M. (2008). Biomarcadores de contaminación por cadmio en las plantas. *Interciencia*. 33(2). 112-119.
- Pérez. M., Nóvoa. M. C., Alonso. J., García. M. A. & Melgar. M. J. (2003). Niveles de plomo y cadmio en agua marina y lapas (*Patella vulgata* L.) de la Ría de Vigo. *Revista de Toxicología*. 20(1).
- Possebon. J., Criscuolo. E., Machado. D & Newton. C. (2004). *Topicos Especiais em Piscicultura de Agua Doce Tropical Intensiva*. Sao paulo.
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo [PNUD]. (2015). Diagnóstico Socioeconómico del Departamento de la Guajira. Recuperado de:
<http://www.anh.gov.co/Seguridad-comunidades-y-medio-ambiente/SitioETH-ANH29102015/como-lo-hacemos/ETHtemporal/DocumentosDescargarPDF/1.1.2%20%20DIAGNOSTICO%20GUAJIRA.pdf>
- Raimann. X., Rodríguez. L., Chávez. P., & Torrejón. C. (2014). Mercurio en pescados y su importancia en la salud. *Revistas Medica de Chile*. 142. 1174–1180.
- Ramírez. J. (2015). Evidenciando la Necesidad de Gestión en la Pesca Artesanal de Colombia: El Caso de la Pesca Wayuu en La Guajira. *Caribe Colombiano*. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca – AUNAP.
- Raraz. E. (2015). Determinación química toxicológica de plomo y cadmio en agua para consumo humano proveniente de los reservorios de la zona de San Juan Pampa – distrito de

- Yanacancha – Pasco(Tesis de pregrado). Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Perú.
- Restrepo. L. F., Rodríguez. H. & Valencia. D. (2016). Caracterización del consumo de pescado y mariscos en población universitaria de la ciudad de Medellín-Colombia. *Universidad Y Salud*. 18(2). 257-265.
- Reyes. A. (1999). Hábitos alimenticios y algunos aspectos de la cojinúa negra (*Caranx crysos*). (Tesis de grado) biología Marina. 131pp.
- Reyes. Y., Vergara. I., Torres. O., Díaz. M. & González. E. (2016). Contaminación por metales pesados: implicaciones en salud. ambiente y seguridad alimentaria. *Revista Ingeniería Investigación Y Desarrollo*. 16(2). 66–77.
- Rodríguez. A., Cuéllar. L., Maldonado. G. & Suardiaz. M. E. (2016). Efectos nocivos del plomo para la salud del hombre. *Revista Cubana de Investigaciones Biomédicas*. 35(3). 251-271.
- Rodríguez. D. (2017). Intoxicación ocupacional por metales pesados. *Medisan*. 21(12). 3372–3385.
- Rodríguez. F. A., González. J. F. & Suárez. R. (2007). Bioacumulación por metales pesados en el Capitán de la Sabana (*Eremophilus mutisii*). habitante de la cuenca alta del río Bogotá. *Revista Electrónica de Ingeniería en Producción Acuícola*. 2(2). 101-115.
- Rodríguez. G. & Londoño. A. C. (2002). Mapa Geológico del Departamento de la Guajira. Geología. recursos minerales y amenazas potenciales. Escala. 1(250.000).

- Rosado. J. L. (1998). Deficiencia de zinc y sus implicaciones funcionales. *Salud pública de México*. 40. 181-189.
- Ruiz. J., Fandino. C., Romero. G. E. & Guevara. M. (1996). Contaminación de Peces por Metales Pesados en el Río Magdalena. *Licania Arborea*. 1(1): 18-22.
- Rubio. C., González. D., Martín. R. E., Revert. C., Rodríguez. I. & Hardisson. A. (2007). El zinc: oligoelemento esencial. *Nutrición Hospitalaria*. 22(1). 101-107.
- Saavedra. N. (2013). El zinc como aditivo para la industria de alimentos: una alternativa de ingrediente funcional. (Tesis Doctoral). Corporación Universitaria Lasallista.
- Sabino. C. (2004). Desarrollo y calidad de vida. Unión Editorial.
- Salamanca. A., Bentez. J. & Crosby. R. (2017). Variación morfométrica de la tilapia roja (*Oreochromis* sp) cultivada en estanques con aguas subterráneas en Arauca. Colombia.
- Sánchez. P & Pájaro. D. (2016) Evaluación de las concentraciones de metales pesados (cd y pb) en especies ícticas comercializadas en la plaza del pescado de la ciudad de barranquilla y riesgo potencial para la salud humana. (tesis de pregrado). Universidad de la Costa. Barranquilla. Colombia.
- Satapathy. S. & Panda. C. R. (2017). Toxic metal ion in seafood: Meta-analysis of human carcinogenic and non-carcinogenic threat assessment. a geomedical study from Dhamra and Puri. Odisha. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 23(4). 864-878.
- Satarug. S., Garrett. S. H., Sens. M. A. & Sens. D. A. (2010). Cadmium. environmental exposure. and health outcomes. *Environmental Health Perspectives*. 118. 182–190.

- Schenone. N. F., Avigliano. E., Goessler. W. & Cirelli. A. F. (2014). Toxic metals. trace and major elements determined by ICPMS in tissues of *Parapimelodus valenciennis* and *Prochilodus lineatus* from Chascomus Lake. Argentina. *Microchemical Journal*. 112. 127-131.
- Segovia. M. (2014). Bioaccesibilidad y biodisponibilidad de elementos traza en suelos contaminados y plantas. Universidad de Chile.
- Senior. W., Cornejo. M., Tobar. J., Ramírez. M. & Márquez. A. (2016). Metales pesados (cadmio. plomo. mercurio) y arsénico en pescados congelados de elevado consumo en el Ecuador. *Zootecnia Tropical*. 34(2). 143-153.
- Sepúlveda. L., Agudelo. L. & Arenga. Á. (2006). El mercurio. sus implicaciones en la salud y en el ambiente. *Revista Luna Azul*. (1). 1–9.
- Serpa. M.S. (2017). Remoción de metales pesados Cd y Hg en lodos residuales de la laguna de estabilización secundaria El Espinar–Puno. utilizando vermicomposteo (Tesis de pregrado). Universidad Nacional del Altiplano. Perú.
- Sierra. E. R. & Henao. C. B. (2016). Inversión en La Guajira: Oportunidades y Restricciones. Guajira 360: Centro de Pensamiento para el Desarrollo.
- Silva. E., Viana. Z. C. V., Souza. N. F. A., Korn. M. G. A., & Santos. V. L. C. S.. (2016). Assessment of essential elements and chemical contaminants in thirteen fish species from the Bay Aratu. Bahia. Brasil. *Brazilian Journal of Biology*. 76(4). 871-877.
- Silva. S.. & Correa. F. (2009). Análisis de la contaminación del suelo: Revisión de la normativa

- y posibilidades de regulación económica. Semestre Económico. 12(23). 13–34.
- Smith. C.L. (1997). National Audubon Society field guide to tropical marine fishes of the Caribbean, the Gulf of Mexico, Florida, the Bahamas, and Bermuda. New York. 720pp.
- Sobrinho. A., Cáceres. C. & Rosas. R. (2007). Evaluación del riesgo por consumir moluscos contaminados con cadmio, cromo y plomo. *Hidrobiológica*. 17. 49-58.
- Solgi. E. & Galangashi. M. M. (2018). Assessing the health of marine and lacustrine wetland using measurement of heavy metals in fish species: Case study from two Iranian international wetland (Gomishan and Zarivar). *Environmental Nanotechnology. Monitoring & Management*. 10. 73-78.
- Song. D., Zhuang. D., Jiang. D., Fu. J. & Wang. Q. (2015). Integrated health risk assessment of heavy metals in Suxian County, South China. *International journal of environmental research and public health*. 12(7). 7100-7117.
- Suami. R. B., Sivalingam. P., Kabala. C. D., Otamonga. J. P., Mulaji. C. K., Mpiana. P. T. & Poté. J. (2018). Concentration of heavy metals in edible fishes from Atlantic Coast of Muanda, Democratic Republic of the Congo. *Journal of Food Composition and Analysis*. 73. 1-9.
- Suarez. L. E. (2017). Calidad fisicoquímica y microbiológica de dos especies de pescados dulceacuícolas comercializados en el municipio de Sincelejo-Colombia. Tesis de pregrado. Universidad de Sincelejo. Sucre. Colombia.
- Suárez. S. & Molina. E. (2014). El desarrollo industrial y su impacto en el medio ambiente. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*. 52(3). 357-363.

- Swati. A. & Hait. S. (2017). Fate and bioavailability of heavy metals during vermicomposting of various organic wastes—A review. *Process Safety and Environmental Protection*. 109. 30–45.
- Thiyagarajan. D., Dhaneesh. K. V., Kumar. T. T. A., Kumaresan. S. & Balasubramanian. T. (2012). Metals in fish along the southeast coast of India. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 88(4). 582-588.
- Tirado. A., González. F., Martínez. L., Wilches. L. & Celedón. J. (2015). Niveles de metales pesados en muestras biológicas y su importancia en salud. *Revista Nacional de Odontología*. 11(21).
- Tokar E., Boyd W., Freedman J. & Waalkes M. (2015). Toxic effects of metals. Casarett and Doull's Toxicology. McGraw-Hill. p. 933-80.
- Torres. R. & Bahr. P. (2004). El zinc: la chispa de la vida. *Revista cubana de pediatría*. 76(4).
- Tulevech. S.M. & Recksiek C.W. (2003). Acoustic tracking of adult white grunt. *Haemulon plumieri*. in Puerto Rico and Florida. *Fisheries Research*. 19: 301-319.
- United Nations Environment Programme [UNEP]. (2006). Isaza. C. F. A., Sierra-Correa. P. C., Bernal-Velasquez. M., Londoño. L. M., & Troncoso. W. Caribbean Sea/Colombia and Venezuela. Caribbean Sea/Central America and Mexico. GIWA Regional assessment 3b. 3c. University of Kalmar. Kalmar.

United States Environmental protection Agency. [USEPA]. (1986). Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures. Office of Research and Development. Washington. D.C.. 321p.

United States Environmental protection Agency [USEPA] (2016). Environmental Protection Agency. integrated risk information system. CRC. <http://www.epa.gov/iris/>. Accessed January 2016.

Valko. M., Rhodes. C., Moncol. J., Izakovic. M. M. & Mazur. M. (2006). Free radicals. metals and antioxidants in oxidative stress-induced cancer. *Chemico-biological interactions*. 160(1). 1-40.

Van der Oost. R., Beyer. J. & Vermeulen. N. P. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental toxicology and pharmacology*. 13(2). 57-149.

Vega. F., Cortés. M., Zuñiga. L., Jaime. B., Galindo. J., Basto. J. & Nolarco. H. (2010). Cultivo de tilapia (*Oreochromis niloticus*) a pequeña escala ¿alternativa alimentaria para familias rurales y periurbanas de México?. REDVET. Revista electrónica de Veterinaria. 1695. 7504.

Velusamy. A., Kumar. P. S., Ram. A. & Chinnadurai. S. (2014). Bioaccumulation of heavy metals in commercially important marine fishes from Mumbai Harbor. India. *Marine pollution bulletin*. 81(1). 218-224.

- Vergara. E. & Rodríguez. P. (2015). Presencia de mercurio. plomo y cobre en tejidos de *Oreochromis niloticus*: sector de la cuenca alta del Rio Chicamocha. vereda Volcán. Paipa. Colombia. *Producción + Limpia*. 10(2). 114-126.
- Vicente. J.J. (2010). Biodisponibilidad de metales pesados en dos ecosistemas acuáticos de la Costa sur atlántica Andaluza afectados por contaminación difusa. (Tesis doctoral). Universidad de Cádiz. España.
- Vila. M. & Marín. A. (2017). Transiciones hacia una agricultura sostenible: el nicho de la apicultura orgánica en una cooperativa Argentina. *Mundo agrario*. 18(37).
- Villanueva. F. S. & Botello. A. V. (2005). Vigilancia y presencia de metales tóxicos en la laguna El Yucateco. Tabasco. México. *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnostico y Tendencias*. 407-430.
- Vinasco, C. (2011). *Documentación para la determinación de Ag, As, Cd, Cr, Pb y Hg en aguas residuales, pulpas de frutas, y sulfato aluminio por espectroscopia de absorción atómica en el laboratorio de aguas y alimentos de la Universidad Tecnológica de Pereira* (Tesis de pregrado). Universidad Tecnológica de Pereira. Risaralda, Colombia.
- Vosylienė. M. Z. & Jankaitė. A. (2006). Effect of heavy metal model mixture on rainbow trout biological parameters. *Ekologija*. 4. 12-17.
- Winiarska. A., Florek. M., Kwiecień. M., Kwiatkowska. K. & Krusiński. R. (2018). Cadmium and lead content in chosen commercial fishery products consumed in Poland and risk estimations on fish consumption. *Biological trace element research*. 182(2). 373-380.
- Yilmaz. F. (2009). The Comparison of Heavy Metal Concentrations (Cd. Cu. Mn. Pb. and Zn) in Tissues of Three Economically Important Fish (*Anguilla anguilla*. *Mugil cephalus* and

- Oreochromis niloticus) Inhabiting Köycegiz Lake-Mugla (Turkey). Turkish Journal of Science & Technology. 4. 7-15.
- Yi. Y., Yang. Z. & Zhang. S. (2012). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. Environ. Pollut. 159. 2575–2585.
- Zhang. Y., Lu. X., Wang. N., Xin. M., Geng. S., Jia. J & Meng. Q. (2016). Heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and their potential human health risk in Bohai Bay. China. Environ. Sci. Pollut. Res. 23. 17801e17810.
- Zhong. W., Zhang. Y., Wu. Z., Yang. R., Chen. X., Yang. J. & Zhu. L. (2018). Health risk assessment of heavy metals in freshwater fish in the central and eastern North China. Ecotoxicology and environmental safety. 157. 343-349.
- Zuluaga. J., Gallego. S. E. & Ramírez. C. M. (2015). Content of Hg. Cd. Pb and As in fish species: a review. Vitae. 22(2). 148-149.
- Zaza. S., Balogh. K., Palmery. M., Pastorelli. A. & Stacchini. P. (2015). Human exposure in Italy to lead, cadmium and mercury through fish and seafood product consumption from Eastern Central Atlantic Fishing Area. Journal of Food Composition and Analysis. 40. 148–153

12. Anexos

Anexo A. Exposición. Riesgo potencial y tasa de consumo

A continuación, se muestran los cálculos realizados para determinar el nivel de exposición (E), el riesgo potencial (RP) y la tasa de consumo (Tc) de la población al consumir peces con contenido de metales (Cd, Pb, Zn y Cr) en el departamento de La Guajira.

Así, para la especie bocachico (*P. magdalenae*), se utilizó los valores expuestos en las tablas 1. 4 y 6.

Remplazando los valores en (1), se obtuvo la exposición al metal Cd:

$$E = \frac{(0.008 \mu\text{g/g})(200.34 \text{ g/día})}{70 \text{ kg}}$$

$$E = 0.0229 \mu\text{g/ kg / día}$$

Haciendo uso de (2), se estimó el caso del riesgo potencial para el mismo metal:

$$\text{RP} = \frac{0.0229 \mu\text{g/ kg / día}}{1.0 \mu\text{g/ kg / día}}$$

$$\text{RP} = 0.0229$$

Finalmente, la tasa de consumo se halló reemplazando los valores en (3). Dichas formulas se aplicaron de manera consecutiva para los cálculos de todas las especies y metales.

$$\text{Tc} = \frac{(1.0 \mu\text{g/ kg / día}) * (70 \text{ kg})}{0.008 \mu\text{g/g}}$$

$$\text{Tc} = 8750.0 \text{ g}$$

Anexo B. Formato de encuestas realizadas

A continuación, se adjunta el formato de la encuesta realizada a la población presente en la zona de influencia de las cuatro áreas objeto de estudio del presente trabajo, con el fin de conocer el hábito de consumo de peces.



Trabajo de grado para obtener título de Ingeniería Ambiental

**EVALUACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE CADMIO, PLOMO, ZINC Y CROMO
EN ESPECIES ÍCTICAS DEL DEPARTAMENTO DE LA GUAJIRA-COLOMBIA Y
RIESGO DE EXPOSICIÓN EN HUMANOS**

Encuestas sobre el consumo de pescado en La Guajira.

Día: __ Mes: __ Año : __

1. Sexo: M () ; F () Peso: _____. Ocupación: _____.
2. Grado de escolaridad: Ninguna ____ Primaria ____ Secundaria ____ Técnico ____ Universitario ____.

Hábitos alimenticios

3. N° días a la semana que consume pescado: 1 ____ 2 ____ 3 ____ 4 ____ 5 ____ 6 ____ 7 ____.
4. N° de comidas con pescado al día: 1 ____ 2 ____ 3 ____.
5. Mencione la frecuencia (del 1 al 8), en la que consume las siguientes especies de pescado:
() Bocachico - () Bagre de mar - () Pargo platero - () Cojinúa - () Boca colorada - () Mojarra lora - () Tilapia - () Mojarra rayada.
6. ¿De qué forma consume el pescado? Frito (1) ____; Cocido (2) ____; Otras (3) ____.
7. Cantidad de pescado por día (g):
____g Bocachico - ____g Bagre de mar - ____g Pargo platero - ____g Cojinúa - ____g Boca colorada - ____g Mojarra lora - () Tilapia - () Mojarra rayada.
8. ¿Dónde compra/adquiere el pescado que consume:
() Pesca artesanal - () Mercados locales - () Almacén de cadena.

Anexo C. Registro fotográfico

Especies ícticas capturadas para el desarrollo del presente estudio (Figuras 5 a 12).



Figura 5. Bocachico (*prochilodus magdalenae*)

Fuente: Autores.



Figura 6. Bagre de mar (*Arius proops*)

Fuente: Autores.



Figura 7. Pargo platero (*Lutjanus synagris*)
Fuente: Autores.



Figura 8. Cojinúa (*Caranx crysos*)
Fuente: Autores.



Figura 9. Boca colorada (*Haemulon plumierii*)
Fuente: Autores.



Figura 10. Mojarra lora (*Oreochromis niloticus*)
Fuente: Autores.



Figura 11. Tilapia (*Oreochromis sp*)
Fuente: Autores.



Figura 12. Mojarra rayada (*Eugerres plumieri*)
Fuente: Autores.